



Naturalis

Repositorio Institucional

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar>

Universidad Nacional de La Plata

Facultad de Ciencias Naturales y Museo



Ecología trófica de anuros en ambientes ribereños de la provincia de Santa Fe [Argentina] y su relación con alteraciones ambientales

López, Javier Alejandro

Doctor en Ciencias Naturales

Dirección: Lajmanovich, Rafael Carlos

Co-dirección: Muzón, Javier

Facultad de Ciencias Naturales y Museo

2009

Acceso en:

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/20120126000967>



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons
Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional



Naturalis

Repositorio Institucional
FCNyM - UNLP



Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo

TESIS DOCTORAL

***Ecología trófica de anuros en ambientes
ribereños de la provincia de Santa Fe (Argentina)
y su relación con alteraciones ambientales***



Javier Alejandro López

Director: Dr. Rafael Carlos Lajmanovich

Codirector: Dr. Javier Muzón

2009

AGRADECIMIENTOS

Durantes los últimos años muchas personas colaboraron, de diversas maneras, para que este trabajo viera luz. A todas ellas les estoy agradecido.

Quiero expresar mi profundo agradecimiento a Romina Ghirardi, compañera de vida, quien no solo me dio su ánimo y apoyo, sino también colaboró en cada etapa de la realización de este trabajo.

A Pablo Scarabotti, amigo y compañero de laboratorio, cuya ayuda fue incalculable y cuyo optimismo alentador.

A mis padres, Susana y Gerardo, quines son un ejemplo en más formas de las que sospechan.

A mi director, Rafael Lajmanovich, por la oportunidad brindada.

A mi co-director, Javier Muzón, por su valiosa ayuda, sugerencias oportunas y por el fuerte apoyo ofrecido cuando recién me conocía.

A Arturo Kehr, por alentarme y por sus buenos consejos.

A Mercedes Marchese y Julieta Parma, actual y ex directoras del Instituto Nacional de Limnología (CONICET-UNL), por facilitarme todo lo necesario para llevar a cabo este trabajo, por su preocupación y consejos.

A Elena Córdoba, por su alegría que cada mañana obligaba a empezar bien la jornada en el laboratorio.

A mis compañeros del Instituto y colegas, quienes enriquecieron mis conocimientos sobre esta profesión y con quienes compartí experiencias gratas e inolvidables.

A Celeste Medrano, por su gran ayuda con la determinación de taxonómica de los artrópodos y por los buenos momentos pasados.

A la familia Fernández: Marta, Oscar y Cecilia, por su cálida acogida en el rancho durante las tardes y noches de los muestreos.

A Leandro Rivero, por sus sugerencias que mejoraron la redacción de este escrito.

A Diego Carpintero y María Cecilia Melo, por su ayuda en la determinación taxonómica de los insectos de varias muestras.

A quienes promueven la formación y especialización de recursos humanos a través de becas de postgrado como la que poseo (Beca Tipo I de CONICET), mi agradecimiento y reconocimiento a su labor y visión.

A mi familia y amigos, ya que todos ellos me apoyaron y ayudaron de alguna forma en la realización de este trabajo.

Índice de Contenidos

Sección	Pág.
Índice de Contenidos.....	1
Índice de Tablas y Figuras.....	3
Resumen.....	8
Summary.....	12
1. Introducción.....	16
1.1. Rol de los Anfibios dentro de las redes tróficas.....	16
1.2. Selectividad trófica.....	17
1.3. Solapamiento del nicho trófico.....	18
1.4. Alteración ambiental y declinación de los anfibios.....	19
1.5. Hipótesis y Objetivos.....	21
2. Materiales y Métodos.....	22
2.1. Área de estudio.....	22
2.2. Descripción de los ambientes estudiados.....	23
2.2.1. Sitio UNL.....	26
2.2.2. Sitio PAV.....	30
2.2.3. Sitio VC.....	33
2.2.4. Sitio PC.....	36
2.2.5. Sitio B.....	40
2.2.6. Sitio T.....	43
2.3. Muestreo de anfibios.....	46
2.4. Análisis de la fenología de las especies y su relación con las alteraciones ambientales.....	47
2.5. Muestreo de la oferta trófica.....	49
2.6. Análisis de la oferta trófica.....	51
2.7. Análisis de la dieta y selectividad trófica.....	52
2.8. Análisis de la variación de la dieta de los anfibios.....	54
2.9. Análisis del efecto de la variación de la oferta ambiental en la dieta de los anfibios.....	54
3. Resultados.....	56
3.1. Patrones de actividad de las especies y variables ambientales.....	56
3.2. Relaciones entre anfibios capturados, sitios de muestreo y alteraciones ambientales.....	63
3.3. Análisis de la oferta trófica.....	72
3.4. Dieta y Selectividad trófica discriminada por especie.....	79
3.4.1. <i>Dendropsophus nanus</i>	79
3.4.2. <i>Dendropsophus sanborni</i>	90
3.4.3. <i>Hypsiboas pulchellus</i>	99
3.4.4. <i>Hypsiboas punctatus</i>	107
3.4.5. <i>Hypsiboas raniceps</i>	116

3.4.6. <i>Scinax nasicus</i>	124
3.4.7. <i>Scinax squalirostris</i>	132
3.4.8. <i>Pseudis limellum</i>	140
3.5. Variación de diferentes atributos de la dieta de las especies estudiadas.....	150
3.6. Efecto de la variación de la oferta ambiental en la dieta de los anfibios.....	155
4. Discusión	158
4.1. Conclusión.....	175
5. Bibliografía	176
6. Anexo de Tablas	191

Índice de Tablas y Figuras

Tabla N°	Pág.
1. Ejemplares capturados mensualmente por especie, riqueza y FO.....	58
2. Regresiones lineales entre ejemplares adultos capturados y variables ambientales.....	58
3. Regresiones múltiples entre ejemplares adultos capturados y variables ambientales...	59
4. Alteraciones en los sitios de muestreo.....	64
5. Diversidad de la oferta trófica.....	78
6. Equitatividad de la oferta trófica.....	78
7. Riqueza de la oferta trófica.....	78
8. Amplitud del nicho de la oferta trófica.....	79
9. ANOVA de la variación de la diversidad, equitatividad, riqueza y amplitud de nicho de la oferta trófica.....	79
10. Solapamiento trófico entre ambientes de <i>D. nanus</i> sobre la base del IRI%.....	83
11. Solapamiento trófico entre ambientes de <i>D. sanborni</i> sobre la base del IRI%.....	94
12. Solapamiento trófico entre ambientes de <i>H. pulchellus</i> sobre la base del IRI%.....	102
13. Solapamiento trófico entre ambientes de <i>H. punctatus</i> sobre la base del IRI%.....	110
14. Solapamiento trófico entre ambientes de <i>H. raniceps</i> sobre la base del IRI%.....	119
15. Solapamiento trófico entre ambientes de <i>S. nasicus</i> sobre la base del IRI%.....	127
16. Solapamiento trófico entre ambientes de <i>S. squalirostris</i> sobre la base del IRI%.....	135
17. Solapamiento trófico entre ambientes de <i>P. limellum</i> sobre la base del IRI%.....	143
18. ANOVA de variación entre ambientes y meses de la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho y promedio de presas consumidas para <i>D. nanus</i> y <i>D. sanborni</i>	150
19. ANOVA de variación de la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho y promedio de presas consumidas para <i>H. pulchellus</i> , <i>H. punctatus</i> y <i>H. raniceps</i>	151
20. ANOVA de variación de la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho y promedio de presas consumidas para <i>S. nasicus</i> , <i>S. squalirostris</i> y <i>P. limellum</i>	152
21. Regresiones entre la alteración ambiental y diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho y promedio de presas consumidas	152
22. Solapamiento trófico entre muestras para las ocho especies y la oferta trófica ambiental, sobre la base de la abundancia de todas las presas.....	154
23. Solapamiento trófico entre muestras para las ocho especies y la oferta trófica ambiental, sobre la base de las abundancias de las presas más importantes.....	154
24. Test de Mantel entre la matriz de disimilaridad de la dieta y la oferta trófica.....	157
25. Ítems presa importantes en la dieta de los anuros y la oferta trófica.....	157
26. Disponibilidad ambiental de presas en VC, B y T.....	191
27. Disponibilidad ambiental de presas en UNL, PC y PAV.....	195
28. Abundancia relativa por ambiente de los ítems de la oferta trófica. Proporciones por familia y por orden.....	199
29. Abundancia relativa por muestra (mes/ambiente) de ítems de la oferta trófica para	

los sitios VC, B y T.....	202
30. Abundancia relativa por muestra (mes/ambiente) de ítems de la oferta trófica para los sitios UNL, PC y PAV.....	205
31. Índice de selectividad de Jacobs para <i>D. nanus</i> en los sitios VC, B y T.....	208
32. Índice de selectividad de Jacobs para <i>D. nanus</i> en los sitios UNL, PC y PAV.....	212
33. Índice de selectividad de Jacobs para <i>D. sanborni</i> en los sitios VC, B y T.....	216
34. Índice de selectividad de Jacobs para <i>D. sanborni</i> en los sitios UNL, PC y PAV.....	220
35. Índice de selectividad de Jacobs para <i>H. pulchellus</i> en los sitios VC, B, PC, UNL y T.	224
36. Índice de selectividad de Jacobs para <i>H. punctatus</i> en los sitios VC, B, y T.....	228
37. Índice de selectividad de Jacobs para <i>H. punctatus</i> en los sitios PC y PAV.....	232
38. Índice de selectividad de Jacobs para <i>H. raniceps</i> en los sitios VC, B, PAV, PC, UNL y T.....	236
39. Índice de selectividad de Jacobs para <i>S. nasicus</i> en los sitios VC, PAV, PC, UNL y T.....	240
40. Índice de selectividad de Jacobs para <i>S. squalirostris</i> en los sitios VC, B, PAV, PC, UNL y T.....	244
41. Índice de selectividad de Jacobs para <i>P. limellum</i> en los sitios VC, B y T.....	248
42. Índice de selectividad de Jacobs para <i>P. limellum</i> en los sitios UNL, PC y PAV.....	252
43. Diversidad de la dieta de <i>D. nanus</i>	256
44. Equitatividad de la dieta de <i>D. nanus</i>	256
45. Riqueza de la dieta de <i>D. nanus</i>	256
46. Amplitud del nicho trófico de la dieta de <i>D. nanus</i>	257
47. Promedio de presas consumidas por individuo de <i>D. nanus</i>	257
48. Diversidad de la dieta de <i>D. sanborni</i>	257
49. Equitatividad de la dieta de <i>D. sanborni</i>	258
50. Riqueza de la dieta de <i>D. sanborni</i>	258
51. Amplitud del nicho trófico de la dieta de <i>D. sanborni</i>	258
52. Promedio de presas consumidas por individuo de <i>D. sanborni</i>	259
53. Diversidad de la dieta de <i>H. pulchellus</i>	259
54. Equitatividad de la dieta de <i>H. pulchellus</i>	259
55. Riqueza de la dieta de <i>H. pulchellus</i>	259
56. Amplitud del nicho trófico de la dieta de <i>H. pulchellus</i>	260
57. Promedio de presas consumidas por individuo de <i>H. pulchellus</i>	260
58. Diversidad de la dieta de <i>H. punctatus</i>	260
59. Equitatividad de la dieta de <i>H. punctatus</i>	260
60. Riqueza de la dieta de <i>H. punctatus</i>	261
61. Amplitud del nicho trófico de la dieta de <i>H. punctatus</i>	261
62. Promedio de presas consumidas por individuo de <i>H. punctatus</i>	261
63. Diversidad de la dieta de <i>H. raniceps</i>	261
64. Equitatividad de la dieta de <i>H. raniceps</i>	262
65. Riqueza de la dieta de <i>H. raniceps</i>	262
66. Amplitud del nicho trófico de la dieta de <i>H. raniceps</i>	262
67. Promedio de presas consumidas por individuo de <i>H. raniceps</i>	263

68. Diversidad de la dieta de <i>S. nasicus</i>	263
69. Equitatividad de la dieta de <i>S. nasicus</i>	263
70. Riqueza de la dieta de <i>S. nasicus</i>	264
71. Amplitud del nicho trófico de la dieta de <i>S. nasicus</i>	264
72. Promedio de presas consumidas por individuo de <i>S. nasicus</i>	264
73. Diversidad de la dieta de <i>S. squalirostris</i>	265
74. Equitatividad de la dieta de <i>S. squalirostris</i>	265
75. Riqueza de la dieta de <i>S. squalirostris</i>	265
76. Amplitud del nicho trófico de la dieta de <i>S. squalirostris</i>	266
77. Promedio de presas consumidas por individuo de <i>S. squalirostris</i>	266
78. Diversidad de la dieta de <i>P. limellum</i>	266
79. Equitatividad de la dieta de <i>P. limellum</i>	267
80. Riqueza de la dieta de <i>P. limellum</i>	267
81. Amplitud del nicho trófico de la dieta de <i>P. limellum</i>	267
82. Promedio de presas consumidas por individuo de <i>P. limellum</i>	268

Figura Nº	Pág.
1. Vista aérea del área de estudios: Isla Sirgadero.....	25
2. Vista aérea del Sitio UNL	27
3. Fotos del Sitio UNL	29
4. Vista aérea del Sitio PAV	30
5. Fotos del Sitio PAV	32
6. Vista aérea del Sitio VC	34
7. Fotos del Sitio VC	35
8. Vista aérea del Sitio PC	37
9. Fotos del Sitio PC	39
10. Vista aérea del Sitio B	41
11. Fotos del Sitio B	42
12. Vista aérea del Sitio T	43
13. Fotos del Sitio T	45
14. Disposición de las trampas de caída	46
15. Histograma de las capturas de <i>D. nanus</i> y valores del modelo de regresiones múltiples.....	60
16. Histograma de las capturas de <i>P. limellum</i> y valores del modelo de regresiones múltiples.....	60
17. Histograma de las capturas de <i>H. punctatus</i> y valores del modelo de regresiones múltiples.....	61
18. Temperaturas (°C) media mensual, media de las máximas mensuales y media de las mínimas mensuales.....	61
19. Precipitaciones mensuales y altura del río.....	62
20. Heliofanías astronómica, efectiva y efectiva durante los días de muestreo.....	62
21. Dendrograma de asociación de los ambientes en base a las alteraciones.....	65

22. Biplot del ACP con los datos de las alteraciones ambientales.....	66
23. Dendrograma de asociación de los ambientes en base a las capturas de anfibios.....	68
24. Biplot del ACP con los datos de las capturas de adultos en los seis ambientes.....	69
25. Triplot del RDA de las capturas de anfibios y las alteraciones ambientales.....	71
26. Triplot del RDA de los ordenes más importantes de la oferta ambiental y las alteraciones ambientales.....	76
27. Resultados del IRI para <i>D. nanus</i> en el mes de noviembre.....	80
28. Resultados del IRI para <i>D. nanus</i> en el mes de diciembre.....	80
29. Resultados del IRI para <i>D. nanus</i> en el mes de enero.....	81
30. Resultados del IRI para <i>D. nanus</i> en el mes de febrero.....	81
31. Resultados del IRI para <i>D. nanus</i> en el mes de marzo.....	82
32. Resultados del IRI para <i>D. nanus</i> en el mes de abril.....	82
33. Agrupamiento de los ambientes sobre la base de los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de <i>D. nanus</i>	83
34. Triplot del RDA sobre la base de las presas más importantes de la dieta de <i>D. nanus</i> según el IRI y las alteraciones ambientales en VC, B, T, UNL, PC y PAV.....	88
35. Resultados del IRI para <i>D. sanborni</i> en el mes de noviembre.....	90
36. Resultados del IRI para <i>D. sanborni</i> en el mes de diciembre.....	91
37. Resultados del IRI para <i>D. sanborni</i> en el mes de enero.....	91
38. Resultados del IRI para <i>D. sanborni</i> en el mes de febrero.....	92
39. Resultados del IRI para <i>D. sanborni</i> en el mes de marzo.....	92
40. Resultados del IRI para <i>D. sanborni</i> en el mes de abril.....	93
41. Agrupamiento de los ambientes sobre la base de los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de <i>D. sanborni</i>	94
42. Triplot del RDA sobre la base de las presas más importantes de la dieta de <i>D. sanborni</i> según el IRI y las alteraciones ambientales en VC, B, T, UNL, PC y PAV.....	97
43. Resultados del IRI para <i>H. pulchellus</i> en el mes de noviembre.....	99
44. Resultados del IRI para <i>H. pulchellus</i> en el mes de diciembre.....	100
45. Resultados del IRI para <i>H. pulchellus</i> en el mes de enero.....	100
46. Resultados del IRI para <i>H. pulchellus</i> en el mes de marzo	101
47. Resultados del IRI para <i>H. pulchellus</i> en el mes de abril.....	101
48. Agrupamiento de los ambientes sobre la base de los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de <i>H. pulchellus</i>	102
49. Triplot del RDA sobre la base de las presas más importantes de la dieta de <i>H. pulchellus</i> según el IRI y las alteraciones ambientales en VC, B, T, UNL y PC.....	105
50. Resultados del IRI para <i>H. punctatus</i> en el mes de diciembre.....	108
51. Resultados del IRI para <i>H. punctatus</i> en el mes de enero.....	108
52. Resultados del IRI para <i>H. punctatus</i> en el mes de febrero.....	109
53. Resultados del IRI para <i>H. punctatus</i> en el mes de marzo.....	109
54. Resultados del IRI para <i>H. punctatus</i> en el mes de abril.....	110
55. Agrupamiento de los ambientes sobre la base de los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de <i>H. punctatus</i>	111

56. Triplot del ACC sobre la base de las presas más importantes de la dieta de <i>H. punctatus</i> según el IRI y las alteraciones ambientales en VC, B, T, PC y PAV.....	114
57. Resultados del IRI para <i>H. raniceps</i> en el mes de noviembre.....	116
58. Resultados del IRI para <i>H. raniceps</i> en el mes de diciembre.....	117
59. Resultados del IRI para <i>H. raniceps</i> en el mes de enero.....	117
60. Resultados del IRI para <i>H. raniceps</i> en el mes de febrero.....	118
61. Resultados del IRI para <i>H. raniceps</i> en el mes de marzo.....	118
62. Resultados del IRI para <i>H. raniceps</i> en el mes de abril.....	119
63. Agrupamiento de los ambientes sobre la base de los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de <i>H. raniceps</i>	120
64. Triplot del ACC sobre la base de las presas más importantes de la dieta de <i>H. raniceps</i> según el IRI y las alteraciones ambientales en VC, B, T, PC y PAV.....	122
65. Resultados del IRI para <i>S. nasicus</i> en el mes de noviembre.....	124
66. Resultados del IRI para <i>S. nasicus</i> en el mes de diciembre.....	125
67. Resultados del IRI para <i>S. nasicus</i> en el mes de enero.....	125
68. Resultados del IRI para <i>S. nasicus</i> en el mes de febrero.....	126
69. Resultados del IRI para <i>S. nasicus</i> en el mes de marzo.....	126
70. Resultados del IRI para <i>S. nasicus</i> en el mes de abril.....	127
71. Agrupamiento de los ambientes sobre la base de los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de <i>S. nasicus</i>	128
72. Triplot del ACC sobre la base de las presas más importantes de la dieta de <i>S. nasicus</i> según el IRI y las alteraciones ambientales en VC, T, UNL, PC y PAV.....	130
73. Resultados del IRI para <i>S. squalirostris</i> en el mes de noviembre.....	132
74. Resultados del IRI para <i>S. squalirostris</i> en el mes de diciembre.....	133
75. Resultados del IRI para <i>S. squalirostris</i> en el mes de enero.....	133
76. Resultados del IRI para <i>S. squalirostris</i> en el mes de febrero.....	134
77. Resultados del IRI para <i>S. squalirostris</i> en el mes de marzo.....	134
78. Resultados del IRI para <i>S. squalirostris</i> en el mes de abril.....	135
79. Agrupamiento de los ambientes sobre la base de los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de <i>S. squalirostris</i>	136
80. Triplot del RDA sobre la base de las presas más importantes de la dieta de <i>S. squalirostris</i> según el IRI y las alteraciones ambientales en VC, T, UNL y PC.....	138
81. Resultados del IRI para <i>P. limellum</i> en el mes de noviembre.....	140
82. Resultados del IRI para <i>P. limellum</i> en el mes de diciembre.....	141
83. Resultados del IRI para <i>P. limellum</i> en el mes de enero.....	141
84. Resultados del IRI para <i>P. limellum</i> en el mes de febrero.....	142
85. Resultados del IRI para <i>P. limellum</i> en el mes de marzo.....	142
86. Resultados del IRI para <i>P. limellum</i> en el mes de abril.....	143
87. Agrupamiento de los ambientes sobre la base de los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de <i>P. limellum</i>	144
88. Triplot del RDA sobre la base de las presas más importantes de la dieta de <i>P. limellum</i> según el IRI y las alteraciones ambientales en VC, B, T, UNL, PC y PAV.....	148

RESUMEN

Los anfibios son considerados buenos indicadores ambientales ya que su ciclo de vida acuático-terrestre los hace especialmente vulnerables a las perturbaciones o modificaciones del hábitat. Por este motivo, pueden tratarse como una medida del estado de conservación de un ecosistema.

Un aspecto relevante relacionado con el estudio de estos organismos es el fenómeno de declinación de sus poblaciones en distintas regiones del mundo, incluso en Latinoamérica y Argentina. Si bien las causas exactas de esta declinación son desconocidas, se ha postulado a la degradación de hábitat como uno de los posibles motivos. En ambientes ribereños, se ha señalado a la degradación ambiental producida por el pastoreo de diversos tipos de ganado como un factor importante que afecta negativamente a las poblaciones de anuros. También se ha mencionado que la disminución o la falta de uno o varios ítems presa puede provocar regresiones evidentes en el tamaño de las poblaciones de anfibios. Estos cambios en la disponibilidad de presas pueden deberse a la alteración del ambiente, especialmente de la vegetación ribereña o de los cuerpos de agua.

La variación temporal de las especies regula las interacciones y coexistencia en las comunidades. En una taxocenosis como la aquí estudiada, ésta coexistencia puede ser atribuida a la explotación diferencial de los recursos tanto espacial como temporalmente. Por lo tanto, los cambios en la fenología de los anfibios implican consecuencias en la estructura de la comunidad y en su rol como depredadores dentro de los humedales. De esta manera, la explotación de los diferentes recursos tróficos disponibles dependerá en cada especie, entre otros factores, del período en que los individuos y sus presas se encuentren activos. En los anuros, los períodos de actividad se encuentran regulados por diferentes factores climáticos y ambientales abióticos y pueden ser condicionados por la alteración de sus hábitats.

El río Paraná Medio incluye un sistema complejo de islas con bosques aluviales y en galería, bañados, canales y lagunas, que lo convierten en un área de especial importancia para la herpetofauna. Sin embargo, sus ambientes están siendo fragmentados y modificados por la actividad humana. Sus islas están sufriendo un proceso de antropización y los mayores impactos y amenazas provienen de la alteración de los cursos de agua, obras hidráulicas, embalses, drenado y refulado de humedales, fragmentación del paisaje, pesca furtiva, manejo inadecuado y sobreexplotación de recursos, destrucción de la vegetación de la cuenca por diversos motivos. Se agrega la existencia de conglomerados urbanos, con la consiguiente actividad portuaria e industrial, contaminación, transporte fluvial, fuerte avance de la frontera agropecuaria, incendios y turismo/recreación sin regulación.

Teniendo en cuenta lo anteriormente expuesto, se planteó como hipótesis que *la alteración de los ambientes ribereños afecta la ecología trófica de los anuros*. Entonces, el objetivo general de este trabajo de tesis fue *comparar la ecología trófica de anuros de ambientes ribereños poco alterados con la de ambientes con distintos tipos de alteración*. Para ello se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Describir la dieta de anuros en ambientes ribereños alterados y prístinos o poco alterados.
- Estimar la oferta trófica para los anuros en los distintos ambientes.
- Comparar la oferta trófica de los ambientes con distintos tipos de alteraciones y los prístinos o poco alterados para establecer si existen diferencias.
- Comparar la dieta de los anuros en los distintos ambientes, relacionándola con la oferta trófica, para establecer si existe variación en la misma.

Considerando que el conocimiento de la fenología de las especies resulta fundamental para comprender como éstas aprovechan los recursos alimenticios, complementariamente, se planteó como objetivo analizar los factores climáticos y ambientales abióticos que regulan la actividad de los anuros en el área de estudio, evaluando si existe relación entre la presencia de las diferentes especies y los tipos y grados de alteración de los ambientes.

Para la realización de los muestreos se seleccionaron seis sitios dentro del valle aluvial del río Paraná Medio, frente a la ciudad de Santa Fe de la Vera Cruz (provincia de Santa Fe). En el área de estudio (Isla Sirgadero) se disponía de ambientes con diferentes tipos de alteración y prístinos en una zona reducida, donde la distancia entre los puntos de muestreo no representaría una clina ambiental que pudiera sesgar la interpretación de los resultados. Se definieron seis tipos de alteración ambiental: 1) *quemadas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; 2) *alteraciones hidrológicas*: alteración del régimen hidrológico natural del cuerpo de agua respecto al pulso de inundación y escurrimiento de agua de lluvia; 3) *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno, equino y porcino; 4) *alteraciones en la vegetación*: por efecto del pastoreo, desmalezado, tala o extracción con maquinaria de obraje; 5) *fragmentación*: parcelación y/o aislamiento del ambiente; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la de construcción y domiciliarios. Posteriormente, se seleccionaron y clasificaron seis sitios de muestreo en base a las alteraciones definidas y sus diferentes grados de impacto.

Los muestreos de anfibios se realizaron mediante captura manual y trampas de caída. Luego, para comprender qué factores climáticos y ambientales abióticos regulan la actividad de los anuros en el área de estudio, se analizó la fenología los anfibios en relación con las variables ambientales que usualmente se utilizan para explicar los ciclos de actividad en estudios herpetológicos: temperatura, precipitación, heliofanía y altura del río (como media del pulso de inundación). Mediante la utilización de regresiones múltiples se construyeron modelos para predecir la actividad de las especies en base a la información ambiental. También se analizó la asociación entre presencia y abundancia de las diferentes especies y las alteraciones ambientales descriptas mediante análisis de multivariados de ordenación.

Para analizar la ecología trófica de los anuros estudiados y su relación con la variación en la disponibilidad de presas se realizó una estimación de la oferta ambiental de presas (simultáneamente a la captura de los anfibios) mediante el muestreo de los microhabitats donde forrajea los anfibios con red entomológica.

La descripción de la dieta de los anfibios se realizó mediante el análisis de los contenidos gastrointestinales y su determinación hasta el menor grupo taxonómico posible (hasta especie en la clase Mollusca, familia dentro de la clase Insecta, orden para los ítems de las clases Arachnida, Malacostraca y Branchiopoda y clase para Hirudinea). Para determinar la importancia de cada ítem, se utilizaron tanto la abundancia, frecuencia de ocurrencia y volumen de las presas. Estas variables fueron combinadas en un índice para facilitar la interpretación de los resultados. También se calcularon la diversidad, equitatividad, riqueza y amplitud del nicho tanto de la oferta trófica en cada ambiente y mes muestreados como de la dieta de los anfibios.

Se analizaron la selectividad y variación de la dieta y la oferta trófica entre los seis ambientes estudiados y a lo largo del período muestreado y su relación con las alteraciones ambientales mediante análisis de solapamiento de nicho, análisis multivariados de ordenación y regresiones lineales, utilizando las diferentes variables calculadas para describir tanto la dieta como la oferta ambiental de presas.

Por último, para estudiar el efecto de la variación de la oferta trófica en la dieta de los anuros se construyeron matrices de disimilaridad para cada especie entre los ambientes y los meses estudiados (muestras), que fueron correlacionadas con matrices análogas realizadas en base a la oferta ambiental de presas mediante un Test de Mantel.

Durante el muestreo se capturaron dieciséis especies de anfibios pertenecientes a seis familias (Bufonidae: *Rhinella fernandezae*, *R. schneirei*; Cycloramphidae: *Odontophrynus americanus*; Hylidae: *Dendropsophus nanus*, *D. sanborni*, *Hypsiboas pulchellus*, *H. punctatus*, *H. raniceps*, *Scinax acuminatus*, *S. nasicus*, *S. squalirostris*, *Pseudis limellum*; Leptodactylidae: *Leptodactylus chaquensis*, *L. ocellatus*; Leiuperidae: *Physalaemus albonotatus*; Microhylidae: *Elachistocleis bicolor*).

Para el presente trabajo solo se analizaron las especies de la familia Hylidae, familia mejor representada y más característica de los ambientes estudiados y cuyo microhabitat de forrajeo corresponde con el muestreo para la estimación de la disponibilidad ambiental de presas.

Si bien para cada especie se registró una fenología particular, la mayor actividad de la taxocenosis estudiada se concentró entre mediados de la primavera y mediados del otoño. Tanto las temperaturas como las precipitaciones y la altura del río resultaron ser variables importantes para explicar los patrones de actividad de los anuros.

Al analizar la oferta ambiental de presas se determinó que la importancia relativa de los diferentes taxa varió entre los ambientes y a lo largo del tiempo. Sin embargo, los dípteros, particularmente quironómidos y culícidos (y en menor medida los múscidos), resultaron ser las presas más abundantes en la mayoría de las muestras. También los hemípteros fueron abundantes en todos los ambientes.

En el análisis de la dieta se pudo corroborar una variación en las proporciones de los ítems consumidos entre ambientes y meses. También se confirmó la utilidad de considerar tanto la abundancia como la frecuencia de ocurrencia y volumen de las presas para analizar la ecología trófica de anfibios. Esto se debe al sesgo hacia una sobreestimación de la importancia

de las presas numerosas pero pequeñas que conlleva la sola utilización del componente taxonómico-numérico en estos estudios. Por otro lado, se encontró que existen especies que podrían estar generando “imágenes de búsqueda” de las presas más abundantes y por ello consumiéndolas por sobre su disponibilidad ambiental, aún cuando la importancia relativa de estos ítems en la dieta resulte menor al de presas menos capturadas, pero de mayor tamaño y por ende más beneficiosas energéticamente. Si bien todas las especies tuvieron una dieta de tipo generalista, se pudo inferir una variación de las tácticas de forrajeo entre intermedias (entre activa y pasiva) y captura al acecho según la especie.

Del análisis de la dieta y su relación con la oferta trófica se pudo distinguir que existen especies (*P. limellum*, *D. nanus*, *H. pulchellus* y *H. punctatus*) cuya alimentación covarió en relación a la variación de la disponibilidad ambiental de presas. Estas especies capturaron los diferentes tipos de presas dependiendo de su abundancia en el ambiente. Y, de acuerdo a la presencia y abundancia de estos anuros en los seis sitios estudiados, éstas especies parecerían no verse afectadas por las diferencias en los tipos y grados de alteración ambiental. Sin embargo, la diversidad, equitatividad, riqueza y amplitud del nicho de sus dietas no varió entre los ambientes ni los meses, ni tampoco lo hizo en relación a la alteración ambiental. Las especies restantes, con una menor capacidad para adaptar su alimentación a la variación de la oferta ambiental serían más vulnerables a los cambios en su hábitat que conlleven una modificación importante en la disponibilidad de las presas que consumen. De estas especies, *H. raniceps* resultaría particularmente vulnerable ya que para estos anuros se encontró una relación inversa en su presencia y abundancia y al grado de alteración del ambiente.

Los resultados del presente trabajo permitieron corroborar que la alteración de los ambientes ribereños estaría afectando la ecología trófica de los anuros.

SUMMARY

Aquatic-terrestrial life cycle of amphibians makes them especially susceptible to habitat perturbations or modifications. For this reason, they have been considered as good habitat health indicators, and can be taken as a measure of the conservation state of an ecosystem.

A relevant aspect related to the study of these organisms is that their populations are declining around the World, including Latin America and Argentina. Even though exact causes of this declination are still unknown, it has been proposed that habitat degradation is one of the more important. At riparian environment, degradation due to livestock has been pointed as an important factor negatively affecting anuran populations. It has also been mentioned that diminution or extinction of one or several prey items can provoke evident retractions in amphibian populations' size. These changes in prey availability may be due to habitat alteration, especially riparian vegetation and water quality.

Temporal variation of species regulates interactions and coexistence in communities. In a taxocenosis like the studied in this work, the coexistence of species could be attributed to a differential exploitation of resources, either spatially and temporally. Therefore, changes in amphibian phenology implied consequences in community structure and their role as wetlands predators. So, within other factors, amphibians' exploitation of trophic resources will depend on particular species and its' preys seasonal activity patterns. In anurans, activity patterns are regulated by climatic and other abiotic environmental variables, and they also could be determined by habitat alterations.

Middle Paraná River it is composed by a complex system of islands with alluvial forests, wetlands, secondary rivers, streams and lagoons. These characteristics make it an especially important area for herpetological fauna. Nevertheless, its environments are being fragmented and modified by human activities. Paraná River islands are under an anthropization process and the bigger impacts and menaces are derived from the alteration of water courses, hydraulic works, reservoirs constructions, drainage and refilling of wetlands, landscape fragmentation, furtive fishing, inadequate managing and overexploitation of resources and destruction of vegetation of the basin by different means. Presence of human agglomerates must be added, with its consequential harbourial and industrial activities, contamination, river transportation, severe advancement of agricultural and livestock farming frontiers, fires and not regulated tourism and recreation activities.

Considering the exposed situation, for this study it was posed the hypothesis that *alteration of riparian environments affects trophic ecology on anurans*. Thus, the general objective of this work was to *compare the trophic ecology of anurans from pristine riparian environments with those with different kinds and degree of alteration*. To carry on the work, the following specific objectives were established:

- To describe the diet of anurans at altered and pristine or poorly altered riparian environments.
- To estimate trophic resources for anurans at each environment.

- To compare trophic resources from pristine environments with that from environments with different degrees and kinds of alteration and establish if there are differences in trophic offer.
- To compare anurans diet from the different environments, relating it to the trophic resources availability, in order to establish if there are diets variations.

Considering that the knowledge of species phenology is fundamental for the understanding of how anurans exploits trophic resources, complementary, it was arise the objective of analyzing which climatic and abiotic environmental factors are regulating their activity in the studied area, and evaluated if there is a relationship between species occurrence and habitat alterations degrees and kinds.

Six sites at the alluvial valley of Middle Paraná River, neighboring the city of Santa Fe de la Vera Cruz (Santa Fe province), were chosen to carry on sampling. At the area under study (Sirgadero Island) environments with different kinds of alteration, as well as pristine, were available and confined in a relatively small zone, so that, distance between sampling locations would not introduce an environmental cline which may induce a bias in the interpretation of data. Six kinds of habitat alterations were defined: 1) burn out: firing of marginal vegetation; 2) hydrological alterations: variations of natural hydrology of the water bodies in relation to flood pulse and draining of rainwater; 3) livestock: presence of cattle at the zone, mainly cows, horses and pigs; 4) vegetation alterations: due to cattle feeding, weeds elimination, forest cut down with works machinery; 5) fragmentation: division and/or isolation of environments; 6) trash: deposition and accumulation of, mainly, construction industry residues and urban wastes. Later, six sites for sampling were selected and classified based on defined alterations and their distinct levels of impact.

Amphibians were captured manually and with pit fall traps. Then, in order to understand which climatic and abiotic environment factors regulated anurans activity at the study area, amphibians phenology was analyzed in relation to environmental variables generally used in herpetological studies: temperature, raining, heliophany, and river levels (as a measurement of flood pulse). To predict activity of species based on environment data, multiple regressions were used to developed models of anuran abundances. Multivariate Ordenation Analysis was used to describe association between presence and abundance of different species and enviromnetal alterations.

In order to analyze trophic ecology of anurans and its relation to variations in trophic resources, prey availability was estimated by sampling at amphibians forage microhabitats with entomological net prey availability. Net sampling was made simultaneously with amphibians captures.

Gastrointestinal contents were analyzed to describe amphibians' diet. Preys were determined to the lowest taxonomic group possible (up to species for Mollusca class, family for Insecta class, order for items belonging to Arachnida, Malacostraca and Branchiopoda classes, and class for Hirudinea). To determine relative importance of each item in amphibian diet,

abundance, frequency of occurrence and prey volumes were used. These parameters were combined into an index to facilitate interpretation of results. Diversity, evenness, richness and niche width were also calculated for trophic resources and amphibians' diet at each environment and sampled month.

Selectivity and variations of diet and trophic offer among the six environments under study during the sampled period were analyzed, as well as their relationship with environment alterations. This was done by niche overlap analysis, Multivariate Ordination Analysis and linear regressions, using the different diet and trophic offer calculated parameters.

Finally, to study the effect of trophic offer variation on amphibians' diet, dissimilarity matrixes were built for diet of each anuran species between environments and sampled months (samples) which were correlated to analogue matrixes built based on environment prey availability with a Mantel Test.

During sampling period, sixteen amphibians species from six families were captured: Bufonidae: *Rhinella fernandezae*, *R. schneiredi*; Cycloramphidae: *Odontophrynus americanus*; Hylidae: *Dendropsophus nanus*, *D. sanborni*, *Hypsiboas pulchellus*, *H. punctatus*, *H. raniceps*, *Scinax acuminatus*, *S. nasicus*, *S. squalirostris*, *Pseudis limellum*; Leptodactylidae: *Leptodactylus chaquensis*, *L. ocellatus*; Leiuperidae: *Physalaemus albonotatus*; Microhylidae: *Elachistocleis bicolor*).

For this work only species from the family Hylidae were analyzed. This family is the best represented and more characteristic for the environments under study, and its foraging microhabitat corresponds to that sampled in order to estimate environmental prey availability.

Even though for each species a particular phenology was registered, in general, the taxocenosis activity was concentrated from mid spring to mid autumn. Temperatures as well as rainfalls and level of the river were found to be important parameters explaining activity patterns of anurans.

The relative importance of different taxa of trophic offer varied among study sites and sampled period. Nevertheless, dipterans, specially chironomids and culicids (and to a lesser extent, muscids), were the most abundant preys in the majority of samples. Hemipterans were also abundant in every site.

Diet analysis resulted in confirmation of a variation in the proportions of items consumed by frogs among environments and months. The importance of considering not only abundance but also frequency of occurrence and prey volume in analyzing trophic ecology of amphibians was also confirmed. Sole utilization of the taxonomic-numerical criteria in these studies lead to a bias towards an overestimation of the importance of numerous but small preys in diet. On the other hand, it was found that some species may be generating "specific searching image" of the most abundant preys, and thus consuming them over its environmental availability, even considering that, due to their small size, the relative importance of these items in frog's diet is minor than that of less consumed preys but bigger ones and energetically more advantageous. Although all species had a generalist diet, a variation on feeding strategies between

intermediate foraging (between active and passive) and “sit and wait” among anuran species was inferred.

From diet analysis in relationship to prey availability, it was found that there are species (*P. limellum*, *D. nanus*, *H. pulchellus* and *H. punctatus*) which diet covaried in relation to variations in environmental prey proportions. These species captured different types of prey depending on their abundance at the environment. And, according to presence and abundance of these anurans at the six study sites, these species seemed not to be affected by differences of types and levels of environmental alterations. Nevertheless, diversity, evenness, richness and niche width of their diets did not vary among sites, nor among months, nor in relation to habitat alterations. The remaining species, with a lesser capacity of adapting their diet to variations in prey offer, would be more prone to suffer changes in their habitats which derive in important modifications of prey proportions and availability of their selected items. Of these species, *H. raniceps* would be especially vulnerable, because for these anurans an inverse relationship was found between its' presence and abundance and degree environment alteration.

The results of the present study corroborate of the hypothesis that alteration of riparian environments affects trophic ecology on anurans.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Rol de los anfibios dentro de las redes tróficas

La alimentación debe considerarse una de las principales dimensiones del nicho ecológico de cualquier especie animal (Pianka 1973, Schoener 1974). Los anfibios son eslabones importantes en el flujo de energía dentro de la cadena trófica tanto en los sistemas acuáticos como en los terrestres (Stebbins y Cohen 1995). Por eso, el estudio de su dieta tiene gran importancia para comprender mejor las relaciones tróficas de los ecosistemas.

Varios estudios han demostrado la importancia del alimento para el ensamblaje, evolución y organización de las comunidades de anuros en diferentes ecosistemas (Duellman 1967, 1978, Heyer y Bellin 1973, Pianka 1974, Lamb 1984, Basso 1990, Cobas y Arbib 1992, Caldwell 1996, Lajmanovich 1996, López *et al.* 2005a). Casi todos los anfibios adultos son carnívoros y se alimentan principalmente de insectos y otros artrópodos como arañas y ácaros (Duellman y Trueb 1986, Simon y Toft 1991). Si bien se ha reportado la ingesta de material vegetal en algunos estudios de dieta, sus autores han sugerido que esta ingesta ocurriría accidentalmente durante la captura de las presas (Korschgen y Moyle 1955, Linsey 1967, Hedeén 1972, Mahan y Johnson 2007). Como excepciones a la carnivoría se puede mencionar a *Euphlyctis hexadactylus* (Anura, Dicroglossidae), que habita en Asia, cuyos juveniles consumen insectos pero sus adultos se alimentan de macrófitas acuáticas (Das y Coe 1994, Das 1996) y *Xenohyla truncata* (Anura, Hylidae), de Brasil, cuya dieta incluye semillas y frutas de *Anthurium harrisii* (Araceae) y *Erythroxylum ovalijolium* (Erythroxylaceae) (da Silva *et al.* 1989).

Los anfibios son importantes controladores naturales de diversos artrópodos entre los que se incluyen insectos y arácnidos. Por ejemplo, estudios sobre la dieta de *Pseudis limellum* (Anura, Hylidae) en el litoral Argentino (Peltzer y Lajmanovich 2002), revelaron su depredación sobre moscas carroñeras (Ephydriidae), dípteros transmisores de numerosas enfermedades al ser humano. También se ha comprobado que cumplen un rol en el control de plagas de cultivos (Attademo *et al.* 2005).

De igual modo, las relaciones entre la dieta y la morfometría, la relación depredador-presa y la variación latitudinal y/o geográfica fueron tratadas por Emerson (1976), Jones (1982), Lee (1993), Low y Török (1998), Peltzer y Lajmanovich (1999) y López *et al.* (2005b). En las provincias mesopotámicas de la República Argentina la información sobre la dieta de anuros en ambientes del río Paraná es heterogénea, pudiéndose mencionar los trabajos de Lajmanovich (1994, 1995, 1996); Duré y Kehr (1996, 1998, 1999, 2001); Peltzer y Lajmanovich (1999, 2000, 2001b, 2002); Peltzer *et al.* (2000); Duré (2002) y López *et al.* (2002, 2003, 2005a, 2005b, 2007, 2008).

1.2. Selectividad trófica

Históricamente, el estudio de la ecología trófica se ha llevado a cabo sobre la base de la determinación taxonómica de los contenidos gastrointestinales (Frost 1932, Klimstra y Meyers 1965, Lajmanovich 1995, Caldwell y Vitt 1999, Parmelee 1999, Maneyro *et al.* 2004, López *et al.* 2005a, 2005b). Además, los anfibios han sido clasificados como forrajeros activos o pasivos, depredadores especialistas o generalistas (Toft 1980, Lieberman 1986, Simon y Toft 1991, Duellman y Lizana 1994, Lajmanovich 1996, Hirai y Matsui 2000a, 2000b, López 2003, Duré 2004) dependiendo de las abundancias relativas de las presas encontradas en sus sistemas digestivos y la amplitud del nicho trófico calculada con estas proporciones. Incluso se ha mencionado que las estrategias de alimentación de este grupo pueden variar ampliamente cuando existe una variación temporal o espacial en el tipo o abundancia de sus presas (Burton 1976, Krebs 1978, López *et al.* 2005a).

Stephens y Krebs (1986) definieron la selectividad trófica como cualquier desviación de la dieta del depredador respecto a las abundancias de las presas en el ambiente. Existen muchos factores que influyen en la selección de las presas, pero el tamaño del cuerpo del depredador suele resultar determinante (Krebs 1978, Stephens y Krebs 1986, Low y Török 1998). Si bien el análisis de los hábitos alimenticios es un tema de larga data entre los trabajos sobre la historia natural de los anfibios (Frost 1924, 1932, Hamilton 1930, 1948, Korschgen y Moyle 1955), el análisis de la disponibilidad ambiental de presas, para alcanzar una comprensión más profunda de la ecología trófica de estos vertebrados, resulta una incorporación relativamente reciente a los estudios batracológicos (Hirai y Matsui 2001a, Isacch y Barg 2002, Hirai 2004, López *et al.* 2007). Hirai y Matsui (2000b) han brindado un ejemplo de la importancia de contar con registros de la disponibilidad de presas en los estudios de ecología trófica de anuros. Al analizar la mirmecofagia de *Glandirana rugosa* (Anura, Ranidae) en Japón, encontraron que, si bien las hormigas representaban una importante proporción de los contenidos estomacales de las ranas (56,8%), esta proporción era inferior a la disponibilidad de los formícidos en el ambiente (81,3%), por lo que sugirieron que la dieta de *G. rugosa* era la consecuencia de su limitada capacidad para evitar el consumo de las abundantes hormigas más que el resultado de una selección activa sobre este tipo de presa. Entre los anfibios argentinos, la selectividad trófica, determinada mediante la comparación de la dieta con la disponibilidad de presas, sólo ha sido analizada para *Elachistocleis bicolor* (Anura, Microhylidae) (López *et al.* 2007) en la provincia de Santa Fe y tres sapos en la provincia de Buenos Aires [*Rhinella dorbignyi*, *R. arenarum* (Anura, Bufonidae) y *Odontophrynus americanus* (Anura, Cycloramphidae)] (Isacch y Barg 2002). Estos trabajos permitieron alcanzar un entendimiento más claro de la mirmecofagia de estos anuros.

El principal alimento de los anfibios, los insectos, son el grupo animal más diverso del planeta (Hayward 1971, Gaston y Hudson 1994, Bachmann 1995b) y, junto a otros invertebrados, representan un grupo clave en el entramado ecológico de los humedales donde habitan los anfibios. Sin embargo, en los humedales del río Paraná Medio existe un gran vacío en la información sobre las comunidades de insectos, especialmente los no “acuáticos”. Los trabajos sobre artrópodos de estos ambientes se han centrado en el estudio los ensambles de invertebrados bentónicos, acuáticos (e.g. Montalto y Paggi 2006, Ezcurra de Drago *et al.* 2007, Zilli *et al.* 2008) y asociados a la vegetación acuática y palustre (e.g. Neiff y Poi de Neiff 1979, Poi de Neiff 1983, Poi de Neiff y Neiff 1988, Poi de Neiff y Bruquetas de Zozaya 1991, Poi de Neiff y Casco 2001, Galizzi y Marchese 2007). Ésta situación hace imposible poseer una lista previa de las posibles presas para los anfibios (invertebrados que habiten en los microhabitat donde los anfibios forrajeen). Por éste motivo, para evaluar la oferta trófica de la que están seleccionando sus presas las especies de anfibios tratadas en este trabajo, fue necesario realizar un muestreo amplio sobre la comunidad de artrópodos, que representa la oferta trófica para el ensamble de anfibios.

1.3. Solapamiento del nicho trófico

Se ha visto que el solapamiento en las comunidades varía a través del tiempo, anual y estacionalmente (Schoener 1982), disminuyendo en los períodos de relativa escasez de alimento. Una comunidad con una mayor proporción de recursos compartidos (*i.e.* mayores valores de solapamiento) puede sostener más especies que una con menor solapamiento bajo la misma cantidad de recursos. Así también, los valores máximos de tolerancia de solapamiento entre especies deberían decrecer con el incremento en la intensidad de la competencia (Pianka 1974), aunque el solapamiento del nicho no necesariamente implica competencia, ya que, para que ésta exista, el recurso debe ser limitado (Avery 1968, Griffiths 1986, Parker 1994, Kuzmin 1995). No obstante, la competencia por el alimento puede ser generada por la variación en las condiciones ambientales durante algún período del año que ocasione cambios en la disponibilidad de presas (Dodd 1994). Sin embargo, se ha sugerido que este tipo de competencia en la naturaleza sería poco común entre los grupos funcionales de anfibios (Kuzmin 1995).

La disponibilidad y utilización de los recursos tróficos desempeñan un papel importante en la dinámica poblacional y en las relaciones interespecíficas; siendo factores relevantes para la descripción, organización y evolución de las comunidades de anuros (Pianka 1974, Toft y Duellman 1979, Lajmanovich 1996, López *et al.* 2005a, 2008). Las estrategias alimentarias de los anfibios incluyen la elección de la presa y el modo en que la presa es localizada y capturada (Duellman y Trueb 1986). A su vez,

muchas especies que cohabitan temporal y espacialmente se han especializado en la captura de diferentes presas y de distintos tamaños para disminuir la competencia (McArthur y Levins 1967, Wilson 1975, Low y Török 1998).

En numerosos trabajos sobre alimentación de anfibios las presas son determinadas hasta el nivel taxonómico de orden (e.g. Toft 1980, López Jurado 1982, Basso 1990, Guix 1993, De Bruyn *et al.* 1996, Low y Török 1998, Cadwell y Vitt 1999, Texeira *et al.* 2002, Biavati *et al.* 2004, Duré 2004, Duré y Kehr 2004, Maneyro *et al.* 2004, Santos *et al.* 2004, Solé y Peltz 2007). En especies simpátricas, al comparar la dieta a nivel taxonómico de orden se corre el riesgo de sobredimensionar el grado de solapamiento del nicho trófico entre los anfibios, por lo que es preciso la determinación de los artrópodos hasta el menor nivel taxonómico posible (usualmente Familia) (Menéndez-Gerrero 2001, López 2003).

1.4. Alteración ambiental y declinación de los anfibios

Los anfibios han sido considerados buenos indicadores ambientales ya que su ciclo de vida acuático-terrestre los hace especialmente vulnerables a las perturbaciones o modificaciones del hábitat (Pachmann y Wilburg 1994, Jansen y Healey 2003). Por este motivo pueden tratarse como una medida del estado de conservación de un ecosistema (Dunson *et al.* 1992, Fairweather y Napier 1998, Becker y Díaz Loyola 2008) y particularmente de la calidad de su agua (Cranston *et al.* 1996).

Un aspecto relevante relacionado con el estudio de estos organismos es el fenómeno de declinación de sus poblaciones en distintas regiones del mundo (Wake 1991, Dunson *et al.* 1992, Blaustein *et al.* 1994, Pachmann y Wilburg 1994, Blaustein y Wake 1995, Licht 1996, Vos y Chardon 1998, Stuart *et al.* 2004, Whiles *et al.* 2006, Becker y Díaz Loyola 2008); incluso en Latinoamérica (Ron y Merino 2000, Young *et al.* 2001, Lips *et al.* 2005). Si bien las causas exactas de esta declinación son desconocidas, algunos autores (Blaustein *et al.* 1994, Boyer y Grue 1995, Riitters *et al.* 2000, Jansen y Healey 2003) han postulado a la degradación de hábitats como uno de los posibles motivos. Particularmente, en ambientes ribereños se ha señalado a la degradación del hábitat producida por el pastoreo de diversos tipos de ganado y otras acciones que esto acarrea (e.g. quema de vegetación ribereña para limpiar los lugares de apacentamiento del rodeo) como factores importantes que afectan negativamente a las poblaciones de anuros (Jansen y Healey 2003). Otros autores señalan que la disminución o falta de uno o varios ítems presa pueden provocar regresiones evidentes en el tamaño de las poblaciones de anfibios (Blaustein y Wake 1995, Junquera *et al.* 1998). Esta reducción o extinción de ítems presa puede deberse a la alteración del ambiente, especialmente de la vegetación ribereña o de los cuerpos de agua (Hirai y Matsui 1999) producida, entre otras

cosas, por el apacentamiento de ganado (Bacon *et al.* 1994, Taylor 1996, Robertson 1997, Spencer *et al.* 1998, Jansen y Robertson 2001, Jansen y Healey 2003). Sin embargo, pocos autores han relacionado la dieta de anuros con la oferta ambiental (Toft 1980, Hirai y Matsui 2000a, 2000b, 2000c, Hirai y Matsui 2001a, 2001b) y en nuestro país solo existen cuatro estudios de este tipo (Isacch 2002, Attademo *et al.* 2007, López *et al.* 2007, 2008).

El río Paraná Medio incluye un sistema complejo de islas con bosques aluviales y en galería, bañados, canales y lagunas, que lo convierten en un área de especial importancia para la herpetofauna (Bridarolli y di Tada 1994). Sin embargo, en la actualidad, las islas del Paraná están sufriendo un proceso de antropización del paisaje inducido por la creciente penetración de actividades agropecuarias, apicultura, industria turística, forestal e incluso urbanización (Rosato 1988, Casaubón *et al.* 1996, Kandus 1997, Kandus *et al.* 2001, Arano y Torrá 2002, Lavilla 2002, Bennato 2005, Quintana *et al.* 2005, González *et al.* 2006, Torrá *et al.* 2006). La modificación y fragmentación de los ambientes del río Paraná Medio provocados por la actividad humana han llegado al punto en el que la supervivencia de las poblaciones de anfibios dependerá de la capacidad de éstas especies para aprovechar los humedales marginales o alterados (Peltzer y Lajmanovich 2001a).

Por otro lado, si bien existen estudios que demuestran que la alteración antrópica de ambientes utilizados por anfibios puede llevar a cambios en la abundancia y distribución de las especies de batracios (Peterson *et al.* 1998), hay que destacar que la manera en la cual los humanos percibimos el ambiente puede no coincidir con la forma en la que lo perciben ciertos elementos de la biota. Por este motivo, es indispensable conocer la percepción que las diferentes especies tienen de los ambientes alterados para evaluar el impacto e implicancias de estas perturbaciones en la conservación de la biodiversidad (Lindenmayer 2003).

Por último, se debe mencionar que el estudio de la variación temporal de las especies es una información primaria para entender las interacciones y coexistencia en comunidades (Schoener 1974, Sandvik *et al.* 2002); y ésta coexistencia puede ser atribuida a la explotación diferencial de los recursos tanto espacial como temporalmente (Schoener 1974, Ricklefs y Schluter 1993). Por lo tanto, los cambios en la fenología de los anfibios pueden implicar diferentes consecuencias en su rol como depredadores dentro de los humedales, modificando incluso la estructura de la comunidad (Blaustein *et al.* 2001). De esta manera, la explotación de los recursos tróficos disponibles dependerá en cada especie, entre otras cosas, de su período de actividad. Esta actividad se encuentra regulada por diferentes factores climáticos y ambientales abióticos y puede ser

condicionada por las diferentes alteraciones ambientales (Rodríguez Jiménez 1988, Gibbs y Breisch 2001, Jansen y Healey 2003, Canavero *et al.* 2008).

1.5. Hipótesis y Objetivos

Teniendo en cuenta lo anteriormente expuesto, se planteó como hipótesis que *la alteración de los ambientes ribereños afecta la ecología trófica de los anuros*. Entonces, el objetivo general de este trabajo de tesis fue *comparar la ecología trófica de anuros de ambientes ribereños poco alterados con la de ambientes con distintos tipos de alteración*. Para ello se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Describir la dieta de anuros en ambientes ribereños alterados y prístinos o poco alterados.
- Estimar la oferta trófica para los anuros en los distintos ambientes.
- Comparar la oferta trófica de los ambientes con distintos tipos de alteraciones y los prístinos o poco alterados para establecer si existen diferencias.
- Comparar la dieta de los anuros en los distintos ambientes, relacionándola con la oferta trófica, para establecer si existe variación en la misma.

Considerando que el conocimiento de la fenología de las especies resulta fundamental para comprender como éstas aprovechan los recursos alimenticios, ya que la explotación de los recursos tróficos disponibles dependerá (entre otros factores) de las presas que los anfibios encuentren durante su período de actividad, complementariamente, se planteó como objetivo analizar los factores climáticos y ambientales abióticos que regulan la actividad de los anuros en el área de estudio, evaluando si existe relación entre la presencia de las diferentes especies y los tipos y grados de alteración de los ambientes.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El sitio seleccionado para este trabajo se encuentra ubicado frente a la ciudad de Santa Fe de la Vera Cruz en la provincia de Santa Fe (31° 40' S, 60° 40' O). Corresponde a una isla del extenso sistema de llanura de inundación del río Paraná (38000km²), uno de los humedales más grandes de América del Sur (Neiff 2001) (Figura 1). Por la extensión del territorio que drena (1,51 millones de km²), el Paraná es el segundo río en importancia de Sudamérica, drenando aproximadamente el 32% de la superficie de Argentina, el 8% de la de Bolivia y la totalidad de la de Paraguay. También es el segundo río más largo, con 4400km desde su nacimiento en Río Grande en Brasil, hasta el estuario del Río de la Plata. En términos de descarga se ubica en tercer lugar, con aproximadamente 479km³ de agua volcada al mar anualmente (Drago 1990, Drago *et al.* 2003). Alrededor del 50% de su área de captación se encuentra en el sudeste de Brasil, y el otro 50% se reparte entre Argentina, Uruguay, Bolivia y Paraguay.

Uno de los fenómenos ambientales más importantes en la regulación de la dinámica de este sistema son los pulsos de inundación cíclicos (Junk *et al.* 1989, Neiff 2001, Neiff y Giraudo 2006). El valle aluvial del Paraná está conformado por un complejo sistema de islas, bancos de arena, ríos y arroyos tributarios, meandros, así como esteros, bañados y lagunas de variada temporalidad con diferentes grados de conectividad al canal principal del río (Neiff 2001, Drago *et al.* 2003). Más precisamente, la isla Sirgadero (Figura 1), donde se realizaron los muestreos, forma parte del área sur de la llanura aluvial del río Paraná (Iriondo y Drago 1972). A esta latitud, este valle aluvial encuentra su límite este en las barrancas de la ciudad de Paraná (provincia de Entre Ríos) y oeste en su paleocauce (sistema de los Saladillos). Hidrográficamente el área se encuentra dentro de los ríos de la Cuenca del Plata (Mazza 1961, Bonetto 1994). Climáticamente corresponde a una zona subhúmeda-húmeda mesotermal (Panigatti *et al.* 1981), con una temperatura anual media de 18°C, con máximas de 44°C y mínimas de -7°C y precipitación anual de 1000mm como valor medio. El clima, junto con los pulsos de inundación (que influyen en el nivel de agua en las lagunas internas de las islas), son los factores que regulan los cambios más importantes en la composición y estructura de la vegetación de los humedales del Paraná, así como la presencia, ausencia y abundancia de otros organismos (incluidos los anfibios) y la duración e intensidad de sus períodos reproductivos y sus migraciones (Neiff 2001, Neiff y Giraudo 2006). Dentro del valle aluvial se puede observar un gradiente espacial, morfológico y biótico, en relación a la distancia al canal

principal, con un aumento de la diversidad de ciertos grupos zoológicos hacia los bordes de la llanura inundable (Neiff 1990, 1996, Marchese y Ezcurra de Drago 1992). Fitogeográficamente el área corresponde al Dominio Amazónico, Provincia Paranense, Distrito de Selvas Mixtas (Cabrera 1976). Burkart *et al.* (1999) la ubican en la ecoregión Delta e Islas del Paraná. Bonetto y Hurtado (1998), en su clasificación de humedales, la consideran dentro de la Región 1, Cuenca del Plata. Zoogeográficamente se encuentra en la Subregión Guayano-Brasileña y dentro de ésta, en el Dominio Subtropical (Ringuelet 1961).

Según la clasificación de las regiones batracológicas propuestas por Ceí (1980), el área se encuentra dentro de la región Litoral Mesopotámica. Bridarolli y di Tada (1994) destacaron la importancia del río Paraná Medio para el desarrollo de la batracofauna por su sistema complejo de islas con bosques aluviales y en galería, bañados, canales y lagunas. Por su parte, Lajmanovich (1991) realizó un inventario de las especies de anfibios del valle de inundación del Paraná en el tramo que va desde su confluencia con el río Paraguay hasta la ciudad de Diamante (provincia de Entre Ríos), registrando un total de 34 especies. Más recientemente, en un estudio preliminar, se citaron 36 especies de anfibios (35 anuros) dentro en el sitio Ramsar Jaaukanigás, ubicado en gran parte dentro de la llanura aluvial del Paraná, en el Departamento General Obligado de la provincia de Santa Fe, aproximadamente 280km al norte del área del muestreada en el presente estudio (Giraud y Moggia 2006).

Impactos y Amenazas

Los factores de modificación del ambiente que en el área de estudio se destacan son: la alteración de cursos de agua, obras hidráulicas, embalses, drenado y refulado de humedales, fragmentación del hábitat, pesca furtiva, manejo inadecuado y sobreexplotación de recursos y destrucción de la vegetación de la cuenca. Se agrega la existencia de conglomerados urbanos, con la consiguiente actividad portuaria e industrial, fuerte avance de la frontera agropecuaria, incendios, transporte fluvial, turismo/recreación sin regulación, etc. (Hamilton 1999, Lavilla 2002, López *et al.* 2005).

2.2. Descripción de los ambientes estudiados

Para la realización de los muestreos se seleccionaron seis sitios dentro del área de estudio. Los mismos se encuentran en el valle aluvial del río Paraná Medio, dentro de la Isla Sirgadero (2300ha aprox.), frente a la ciudad de Santa Fe de la Vera Cruz (provincia de Santa Fe) (Figura 1). La isla se encuentra comunicada con la ciudad de Santa Fe mediante dos puentes, y dentro de la misma se emplazan la Ciudad

Universitaria de la Universidad Nacional del Litoral (UNL), el Parque Tecnológico “Litoral Centro” (CONICET), un complejo comercial y dos clubes. Además, en la zona se sitúan dos barrios santafecinos: Barrio Alto Verde (creado a principios del año 1900 para los obreros del nuevo puerto de Santa Fe), y Barrio El Pozo (creado a mediados del año 1970 como complejo habitacional para el personal de las Fuerzas Armadas). Actualmente, alrededor de estas urbanizaciones se están desarrollando nuevos asentamientos precarios sin planificación urbanística (ni servicios) y en continuo incremento. La presencia de una creciente urbanización en la isla produce un fuerte impacto sobre el paisaje y alteraciones ambientales variadas, derivadas de la infraestructura construida para sostener esta urbanización. Además de los asentamientos en sí, algunas de las obras que modifican sustancialmente el paisaje son los terraplenes de defensa contra inundaciones, caminos (incluida la ruta nacional 168 que une las ciudades de Santa Fe y Paraná), electroductos de diferentes voltajes, volcaderos de escombros y otros residuos, terrenos elevados mediante refulado para realizar edificaciones, entre otras construcciones. Las actividades económicas tradicionalmente realizadas dentro de la isla son la pesca y la ganadería extensiva. Durante los últimos años, ha habido un incremento en la cantidad de ganado vacuno y otros animales de cría entre los que se pueden encontrar equinos y porcinos. Sin embargo, las actividades humanas e infraestructuras asociadas aún se concentran sobre una banda relativamente estrecha de los márgenes norte, oeste y suroeste de la isla; por lo que gran parte de su superficie interna, la margen este y sureste se hallan escasamente modificadas.



Figura 1. Vista aérea de la Isla Sirgadero (Foto 2006). Los óvalos indican la ubicación de los ambientes muestreados (UNL, VC, PC, B, T y PAV). Referencias: 1 = Ciudad de Santa Fe de la Vera Cruz; 2 = Río Santa Fe; 3 = Riacho Santa Fe; 4 = Laguna Setúbal; 5 = Río Colastiné; 6 = Canal de Acceso al Puerto de Santa Fe; 7 = Puentes Colgante y Oroño que comunican la ciudad con la ruta N-168; 8 = Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional del Litoral; 9 = Complejo Polideportivo Predio UNL-ATE; 10 = Parque Tecnológico Litoral Centro (CONICET); 11 = complejo comercial; 12 = Club Excursionistas Unidos y Yacht Club Santa Fe; 13 = Barrio Alto Verde; 14 = Barrio El Pozo; 15 = Puerto de Santa Fe; 16 = Ruta Nacional 168. Fuente: Google Earth; con autorización de: <http://earth.google.com/intl/en-US/license.html> (28/09/08).

Teniendo en cuenta la disponibilidad de ambientes con diferentes tipos de alteración y prístinos en un área reducida, donde la distancia entre los puntos de muestreo no representaría una clina ambiental que pudiera sesgar la interpretación de los resultados del estudio, se procedió a la selección de los siguientes sitios de muestreo:

2.2.1. Sitio “Reserva Universitaria” (UNL): 31° 38’ 18,7” S; 60° 40’ 08,1” O. (Figura 2).

El predio en el cual se ubica la Reserva Ecológica Universitaria “El Pozo” forma parte de la Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional del Litoral (UNL), situada en el sector este de la ciudad de Santa Fe, lindante con la Laguna Setúbal (Costanera Este) y el Parque Tecnológico “Litoral Centro” (Figura 3 A). La reserva fue creada en el año 1998 y nace de un convenio entre la UNL (quien dispone el terreno) y la Fundación Hábitat y Desarrollo (facultada para su administración y manejo) con los siguientes objetivos: *a)* conservar el sistema natural de este espacio representativo del bioma del Delta e islas del Paraná (bosques y selvas en galerías); *b)* proponer actividades de investigación básica y aplicada sobre conservación y manejo de recursos naturales; *c)* promover la educación e interpretación ambiental y la concientización en relación al uso sustentable de los recursos naturales (Fundación Hábitat y Desarrollo 1999). Con respecto al relieve, el predio de aproximadamente 12ha es un espacio cóncavo, con una laguna permanente en su parte central, charcas temporarias, un albardón perimetral discontinuo y algunos albardones interiores aislados.

La principal característica de la reserva es la gran diversidad de formaciones naturales que presenta y que se corresponden con diferentes estadios sucesionales que dependen del grado de conexión hidrológica con el río: Pajonal (dominado por *Cortaderia selloana* y *Panicum elephantipes*), Alisal y Sauzal (bosque hidrófilo de *Tessaria integrifolia* y *Salix* sp.), Ceibal (bosque de transición de *Erythrina crista-galli* y *Sapium montevidense*) y Espinal (bosque dominado por *Acacia caven*) (Gagneten *et al.* 2000). Aunque la superficie de reserva es relativamente pequeña, la riqueza de especies y la diversidad arquitectónica de sus distintos espacios es elevada. No obstante, éste es un atributo directamente vinculado al efecto de los anegamientos periódicos y su conexión con el curso fluvial durante los pulsos de inundación. Por este motivo, la interrupción o modificación de esta dinámica hídrica representa el mayor peligro de alteración de la fisonomía y diversidad de la reserva.

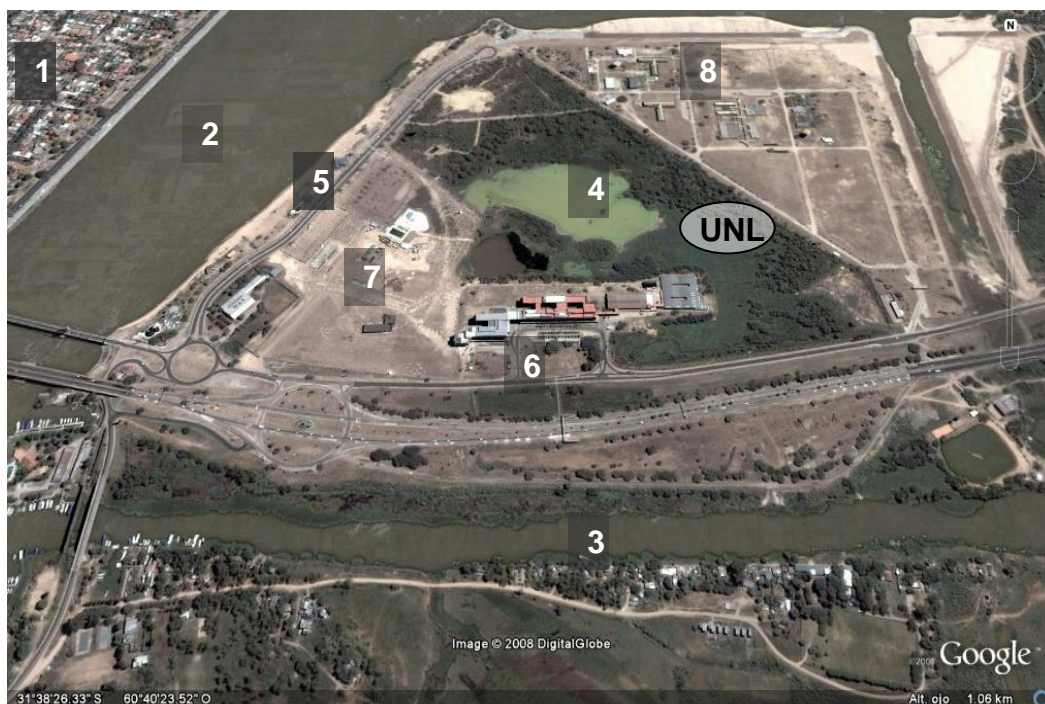


Figura 2. Sitio UNL (Foto 2006). Referencias: 1 = Ciudad de Santa Fe de la Vera Cruz; 2 = Laguna Setúbal; 3 = Riacho Santa Fe; 4 = Reserva Ecológica Universitaria “El Pozo”; 5 = Costanera Este; 6 = Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional del Litoral; 7 = Complejo Polideportivo Predio UNL-ATE; 8 = Parque Tecnológico Litoral Centro (CONICET). Fuente: Google Earth; con autorización de: <http://earth.google.com/intl/en-US/license.html> (28/09/08).

Los muestreos de anfibios se centraron sobre una porción de bosque hidrófilo donde abundaban las enredaderas, y su continuación con un pajonal dominado por *Cortaderia selloana* y otras especies como *Panicum elephantipes* y *Solanum glaucophyllum*, en la zona este de la reserva (la más alejada de los caminos transitados por vehículos), donde no hay senderos para visitantes (Figura 3 B).

Durante el período de muestreo del presente estudio, la reserva sufrió un impacto importante proveniente de las obras de refulado de una fracción del terreno para elevar la cota y construir el nuevo polideportivo de la universidad (UNL) (Figura 3 C) (obra iniciada el 30 de junio de 2004 y que redujo su superficie de 20ha a las 12ha que posee actualmente). Sumado a la pérdida de espacios naturales, el refulado provocó la inundación de casi todos los terrenos bajos de la reserva por el agua percolada del escurrimiento (Fundación Habitat y Desarrollo 1999) (Figura 3 D). Esta inundación tuvo una magnitud importante (Figura 3 E) y alteró los patrones cíclicos naturales de anegamiento del área. Además del efecto del refulado, durante el período de estudio el nivel del agua en este ambiente estuvo gobernado por el aporte de agua proveniente de las precipitaciones. No se evidenció ninguna relación con la dinámica pulsátil del río Paraná y sus niveles hidrométricos. En septiembre de 2004 todas las

partes bajas de la reserva se encontraban inundadas y formaban un gran cuerpo de agua que se conectaba, dejando emerger a modo de islas sólo algunos albardones internos y albardones marginales; incluso varias porciones del sauzal y alisal se encontraban anegadas. Ya durante octubre, el nivel de agua comenzó a bajar lentamente hasta noviembre (al menos 40cm por debajo del nivel de septiembre). Las zonas previamente inundadas emergieron limpias de hierbas pero tapizadas de materia vegetal en descomposición. Durante diciembre de 2004 el agua alcanzó un nuevo pico de altura cubriendo gran parte de las 12ha de la reserva, esta vez, probablemente influyeron las precipitaciones. Durante el mes de enero de 2005 el agua volvió a bajar alrededor de 30cm y continuó descendiendo durante febrero, por más que la altura del río se incrementó 60cm. Justamente durante febrero, el agua alcanzó su mayor nivel desde el inicio de los muestreos en los cinco ambientes restantes. Con las abundantes precipitaciones del mes de marzo (más de 350mm) el nivel del agua en UNL volvió a elevarse para luego descender progresivamente casi un metro durante el resto del período muestreado.

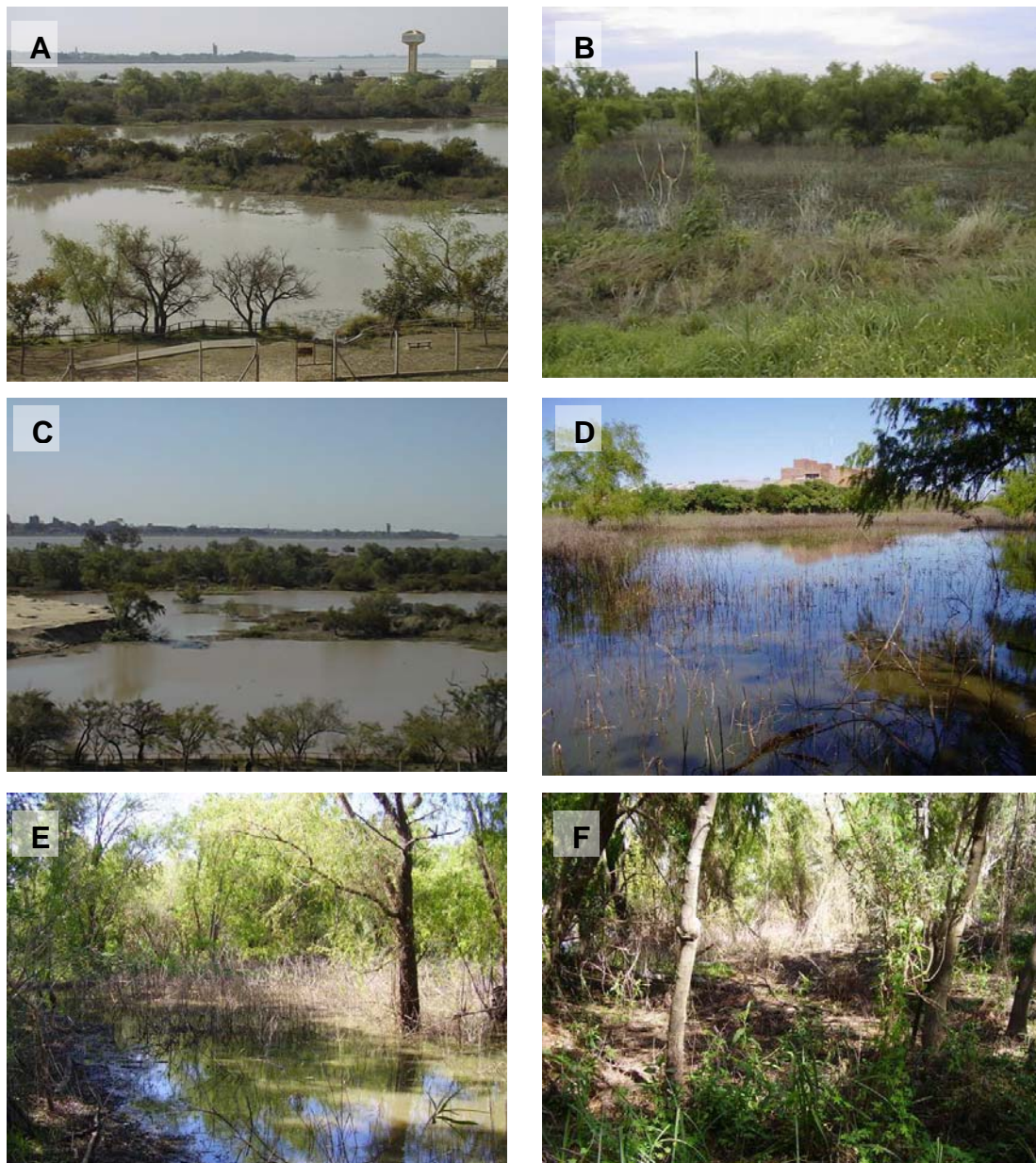


Figura 3. Fotos del sitio UNL durante el período de estudio. A: fotografía de parte de la reserva tomada desde un edificio de la Ciudad Universitaria donde se alcanza a ver al fondo el tanque de agua del Parque Tecnológico “Litoral Centro” (fragmentación del ambiente); B: uno de los ambientes muestreados característicos de la reserva universitaria; C: obras de refulado para la construcción del polideportivo universitario (septiembre 2004); D: alteración de la hidrología de la reserva (inundación por la obra de refulado); E: bosque inundado por el agua percolada de la obra de refulado; F: bosque seco en períodos de aguas bajas.

2.2.2. Sitio “Prístino Alto Verde” (PAV): 31° 42' 17,2" S; 60° 40' 02,0" O. (Figura 4).

Este ambiente se encuentra ubicado al sureste de la Isla Sirgadero a unos 50m del final del camino Cuatro Bocas. Este camino se levanta sobre el albardón que limita la isla frente al canal de acceso al Puerto de Santa Fe y se extiende por algo más de 3km entre el Barrio Alto Verde y un destacamento de Prefectura Naval Argentina. A lo largo del camino se emplazan una hilera de casas frente al canal fluvial y otra, discontinua, hacia el interior de la isla. El ambiente muestreado consiste en un extenso bañado (casi 5ha) rodeado de un bosque maduro de Sauces (Figuras 4 y 5 A y B). Este bañado se conecta con el río por medio de un angosto canal de desagüe producido en una discontinuidad del albardón (Figura 5 C), el cual le confiere al bañado una estrecha relación de su nivel hidrométrico con la altura del río una vez superado un umbral mínimo.



Figura 4. Sitio PAV (Foto 2006). Referencias: 1 = canal de acceso al Puerto de Santa Fe; 2. canal de desagüe del bañado de PAV; 3 = Río Colastiné; 4 = Destacamento de Prefectura Naval Argentina. Fuente: Google Earth; con autorización de: <http://earth.google.com/intl/en-US/license.html> (28/09/08).

Dentro del bañado existen algunas zonas con diferentes grados de temporalidad hídrica y otras más profundas donde siempre se conserva agua. También se hallan lagunas y charcas de distintos tamaños que se vinculan entre si y con el resto de los cuerpos de agua en los ciclos de creciente. Durante los períodos de aguas altas, gran

parte del Sauzal queda inundado (Figura 5 E). Estas características le confieren al bañado una heterogeneidad espacial y temporal superior al resto de los ambientes estudiados (Figura 5 D).

Al comenzar los muestreos en el mes de septiembre de 2004 el bañado se encontraba aislado del río y el canal de entrada estaba seco. En el transcurso del mes siguiente, el agua subió debido a las lluvias pero el bañado seguía desconectado. A esta altura la vegetación se recuperaba del invierno y sobre todo las hierbas habían crecido y lo seguirían haciendo hasta principios del otoño. Hacia el mes de noviembre de 2004, el bañado se había conectado con el río y el agua inundaba gran parte de su extensión, manteniendo un crecimiento continuo hasta diciembre, mes en el que alcanzó su nivel máximo, anegando no solo el bañado sino también una importante porción del bosque hidrófilo (Figura 5 F). A mediados de enero de 2005 el agua bajó unos 60cm para volver a subir en febrero, superando por poco la altura alcanzada en diciembre. Sin embargo, desde el bañado el agua escurría hacia el río, a diferencia de lo que ocurría en los otros ambientes, donde el nivel del agua continuó incrementándose, impulsado por la acumulación de las lluvias de enero y el nuevo pico de altura del río de febrero. Probablemente, el agua ingresaba al bañado desde el centro de la isla, siguiendo el sentido general de circulación norte-sur del río Paraná. Durante marzo, si bien el nivel de agua descendió, su descenso fue amortiguado por las abundantes lluvias. De aquí en adelante el ambiente se fue secando lentamente hasta junio, donde el nivel de agua subió levemente por las lluvias, manteniendo su nivel hasta el fin de los muestreos.



Figura 5. Fotos del sitio PAV durante el período de estudio. A: fotografía de uno de los cuerpos de agua donde se aprecia su escasa profundidad; B: uno de los ambientes muestreados característicos del sitio PAV; C: canal que conecta el bañado de PAV con el río (canal de acceso fluvial al Puerto de la Ciudad de Santa Fe); D: imagen donde se puede observar la heterogeneidad espacial del sitio PAV; E: bosque maduro de sauces que rodea al humedal; F: Sauzal inundado durante las crecidas de primavera.

2.2.3. Sitio “Vacas Costa” (VC): 31° 38' 43,8" S; 60° 40' 24,2" O. (Figura 6).

Este ambiente se encuentra rodeado por casas y puestos de ganado con sus corrales (Figura 7 A). Se conforma por una laguna extensa y poco profunda que hacia el noroeste se conecta, por medio de un estrecho canal entubado bajo el camino costero, con el riacho Santa Fe. El camino es la elevación y consolidación del albardón natural de la isla, que discurre paralelo al riacho.

Uno de los principales impactos en este ambiente es la presencia constante de ganado equino, vacuno y porcino (Figura 7 B, C y E). Asimismo, todos los días cruzan por esta laguna un rodeo de ganado bovino que es guiado por los puesteros hasta los corrales. Ocasionalmente, todo este rodeo pacía en los alrededores de la laguna o incluso dentro de la misma, alimentándose, entre otras plantas, de macrófitas acuáticas como los camalotes (Figura 7 D). Esta actividad (que se realiza desde hace decenios) ha provocado un impacto notorio en el ambiente. Principalmente, y atendiendo a las alteraciones que pueden afectar a los anfibios (Pachmann y Wilburg 1994, Jansen y Healey 2003), uno de los impactos más notorios es provocado sobre el suelo, que se encontraba completamente pisoteado (compactado) (Figura 7 F), denotando una vegetación menos exuberante (especialmente la vegetación herbácea) que en otros ambientes con menor impacto. Además, el agua se encontraba siempre revuelta con mucha materia en suspensión. La posible eutrofización y consecuente cambio en la química de este ambiente acuático podría afectar la reproducción y fase acuática del ciclo de vida de los anfibios o incluso alterar la incidencia de trematodos parásitos asociados a los anfibios (Pleguezuelos *et al.* 2002, U.S. EPA 2002, Bosch 2003). La escasez de árboles (sauces) en los albardones que rodean la laguna, representan otra alteración importante de este ambiente. Algunos de estos albardones se encuentran ocupados por viviendas y corrales; el resto sufren una actividad importante de extracción de madera. Probablemente, debido a la compactación provocada por el ganado en estos ambientes, la regeneración de la fisonomía de monte (o selva en galería) se encuentra alterada.



Figura 6. Sitio VC (Foto 2006). Referencias: 1 = Riacho Santa Fe; 2 = casas de puesteros; 3 = corrales para el ganado; 4 = canal de desagüe de la laguna de VC y otras lagunas del interior de la isla Sirgadero. Fuente: Google Earth; con autorización de: <http://earth.google.com/intl/en-US/license.html> (28/09/08).

Como el resto de los ambientes conectados al río, el nivel de agua de la laguna era bajo en septiembre, primer mes de muestreos. En octubre, el nivel había descendido aún más y la vegetación ribereña se encontraba reseca, incluso algunas macrófitas que habían quedado fuera del agua. Recién en noviembre y diciembre el nivel de agua de la laguna subió junto con la altura del río (con el que se conectó por medio del canal) y las abundantes lluvias caídas. Tras un descenso de entre 60 y 70cm en el mes de enero, el agua volvió a subir en febrero y recién comenzó a bajar en el mes de abril. Durante este período una cubierta de vegetación acuática tapizó toda la superficie de la extensa laguna. En abril, el nivel del agua disminuyó y se registraron algunas quemaduras en la vegetación que circunda la laguna, principalmente en las *Cortaderia* que se integran a la pequeña arboleda que se extiende en el margen sur. Además, durante este mes y mayo, el efecto del pisoteo de la vegetación fue especialmente notorio. Solo en junio hubo un leve repunte del nivel del agua (aproximadamente 20cm), para luego seguir bajando.

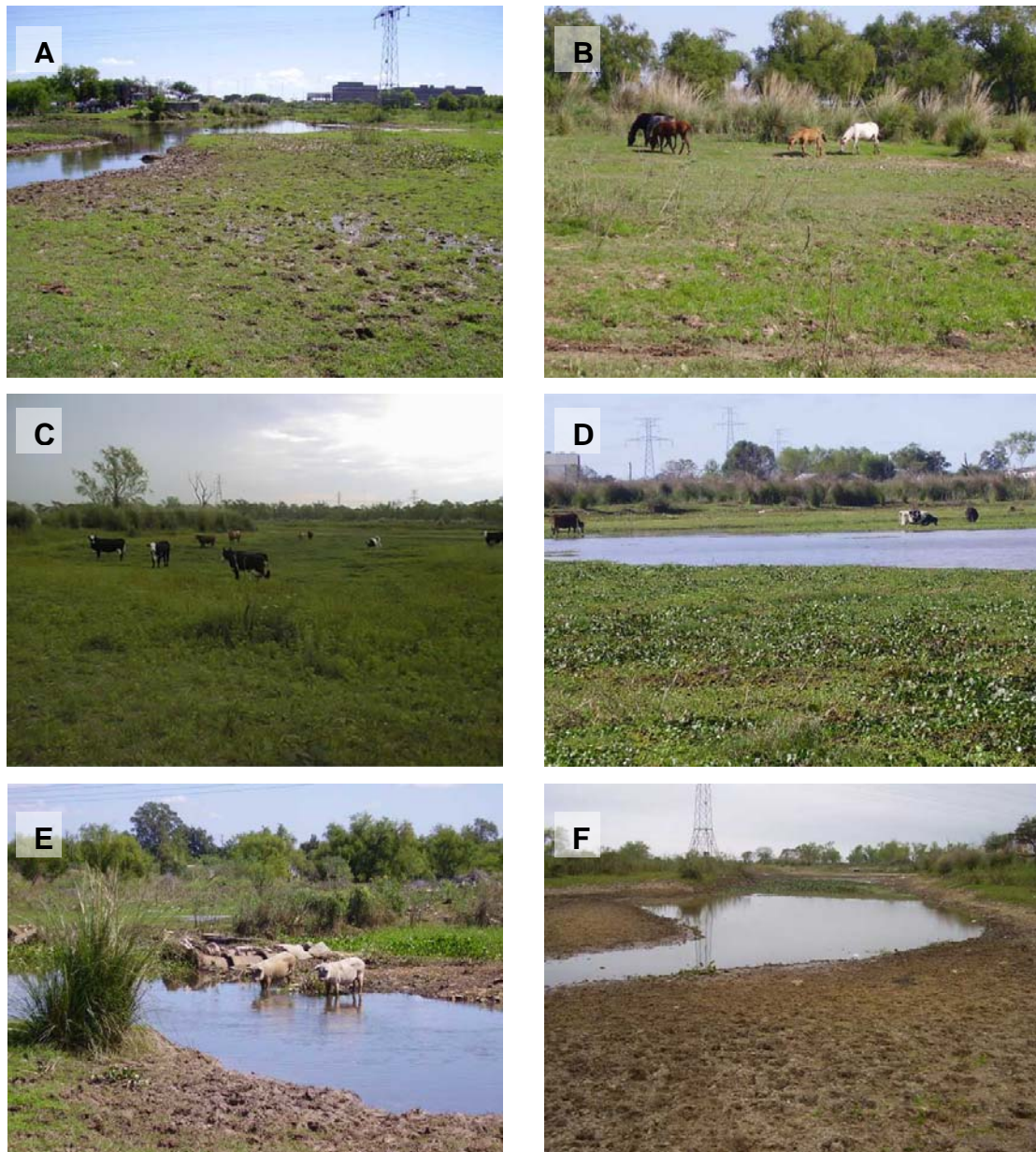


Figura 7. Fotos del sitio VC durante el período de estudio. A: fotografía donde se aprecia una de las casas de los puesteros de ganado (de fondo se ven los edificios de la Ciudad Universitaria de la UNL); B: caballos pastando en el sitio; C: ganado vacuno en la laguna durante aguas bajas en verano; D: vacas cruzando las lagunas y alimentándose de vegetación palustre; E: porcinos en la margen de canal que comunica la laguna de VC con el riacho Santa Fe, en la fotografía se puede apreciar el deterioro de la vegetación marginal del cuerpo de agua provocado por el ganado; F: suelo pisoteado por el ganado.

2.2.4. Sitio “Punto Central” (PC): 31° 38’ 55,1” S; 60° 40’ 38,1” O. (Figura 8).

Este ambiente se ubica a poco más de 400m del punto más cercano al camino que va de Santa Fe al Barrio Alto Verde y aproximadamente a 460m del puesto ganadero más próximo, en el sitio VC. El lugar posee una laguna permanente relativamente profunda (Figuras 8 y 9 A). Las capturas de anfibios en este sitio se realizaron, principalmente, dentro y en los alrededores de una península de aproximadamente 80m de largo, que penetra en la laguna y divide dos bañados poco profundos (que se continúan con el cuerpo de agua) (Figuras 8 y 9 B). La laguna y bañados se encuentran conectados con el río por medio de una serie de canales que recorren el interior de la isla. El punto de conexión principal y más cercano de PC con el río es el canal de desagüe de VC en el riacho Santa Fe, a unos 900m de distancia (650m en línea recta). En el lugar se pueden distinguir unas densas formaciones de *Cortaderia* y monte abierto de sauces y algunos ejemplares de timbó. Los bañados se encontraron vegetados con macrófitas durante todo el período muestreado (Figura 9 C), pero las formaciones vegetales en la laguna fueron dinámicas en cuanto a superficie y distribución dependiendo de la época del año, altura del agua y vientos.



Figura 8. Sitio PC (Foto 2006). Referencias: 1 = laguna permanente; 2 = península donde se colocaron las trampas de caída en este ambiente; 3 = bañados poco profundos conectados al cuerpo de agua permanente. Fuente: Google Earth; con autorización de: <http://earth.google.com/intl/en-US/license.html> (28/09/08).

En PC se registró alguna actividad ganadera pero senciblemente menos intensiva que en VC (Figura 9 D). El sitio fue utilizado como un lugar de paso del ganado por los característicos “caminos de vacas” (Figura 9 E). Si bien el ganado produjo un impacto en el ambiente, la alteración del mismo era menor que en VC. A su vez, se detectaron quemaduras en la vegetación, principalmente en las *Cortaderia*. Estas quemaduras no eran extensas e involucraban a unas pocas matas (Figura 9 F). También se detectó la actividad de cerdos, principalmente en la península. El principal impacto de estos animales en el ambiente era su actividad de excavado y remoción de la tierra a lo largo de una franja más o menos angosta del margen de la laguna, con la consiguiente alteración de la vegetación marginal. Un impacto importante sobre la hidrología de este ambiente fue provocado por la acción de una draga que se encontraba extrayendo arena del fondo para el refulado de un terreno aledaño al camino de Alto Verde. Si bien la draga operaba a más de 300m del área donde se realizaban los muestreos, su efecto sobre el nivel del agua en la laguna alteraba directamente la hidrometría de los bañados estudiados.

Como en todos los ambientes, excepto UNL, el nivel del agua era bajo al momento de iniciar los muestreos en el mes de septiembre. A pesar del continuo aumento en la altura del río, durante los meses de octubre y noviembre el nivel de agua siguió bajando, dejando casi vacíos los bañados. Esto sucedió debido a la acción combinada del drenaje de agua producido por la draga y un improvisado terraplenamiento del canal que conecta esta laguna con la laguna VC. Recién hacia fines del mes de noviembre la presión del agua hizo ceder los terraplenes y comenzó a ingresar a la laguna, elevando su cota rápidamente y alcanzando un pico durante diciembre de 2004. Nuevamente en este ambiente el nivel del agua descendió ligeramente en enero para alcanzar un nuevo pico durante febrero, junto con el nivel del río y las precipitaciones acumuladas. También fue durante el mes de febrero cuando se registraron las quemas más importantes. En los meses de marzo y abril el nivel del agua ya fue menor y fluctuó levemente por acción de las lluvias. En los últimos tres meses de muestreo el nivel de agua se mantuvo bajo y en agosto se observó nuevamente actividad de quema en el pajonal.

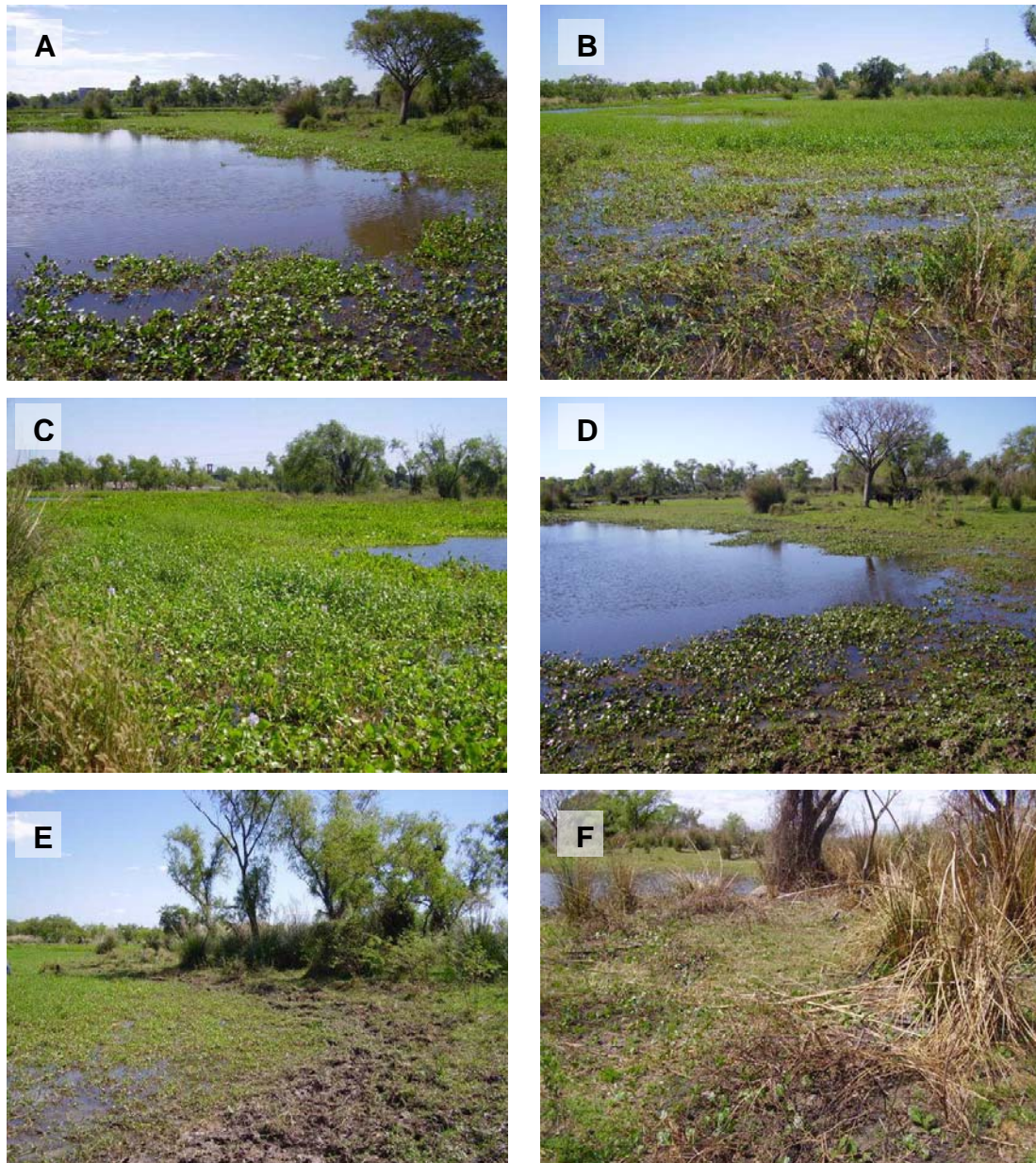


Figura 9. Fotos del sitio PC durante el período de estudio. A: fotografía de la laguna permanente del ambiente, uno de los hábitat donde se realizaban los muestreos; B: bañados poco profundos y temporarios; C: vegetación acuática abundante durante todo el período de muestreo (principalmente *Eichhornia sp.* aunque también *Ludwigia sp.*); D: indicios de la presencia de actividad ganadera; E: “caminos de vacas” en la margen del cuerpo de agua, se puede apreciar el deterioro de la vegetación marginal que producen así como la compactación del terreno; F: quemas en la vegetación, principalmente de *Cortaderia sp.*.

2.2.5. Sitio “Basural” (B): 31° 38' 46,5" S; 60° 40' 44,9" O. (Figura 10).

Este sitio, junto con T, fueron los más alterados de los estudiados. El mismo se encuentra a la vera del camino hacia el barrio Alto Verde y limita hacia el norte con las instalaciones del Club Excursionistas Unidos. Se encuentra a una corta distancia de los corrales de ganado de VC. En los alrededores de la laguna pastaban continuamente tanto vacas como caballos (Figura 11 A). También, frecuentemente se observaron porcinos que hozaban en sus márgenes. Originariamente en los alrededores de este sitio se alzaba un bosque maduro de sauces, similar al que existe en PAV. Este bosque fue desapareciendo progresivamente a lo largo de los últimos 15 años por la extracción de madera de los lugareños. En la actualidad quedan árboles aislados e incluso la vegetación herbácea se encuentra profundamente modificada, por lo que el lugar posee un aspecto más ralo que los ambientes mejor conservados. Las matas de *Cortaderia* eran podadas (o incluso arrancadas de raíz) por los lugareños y aprovechadas para el techado de ranchos y quinchos (Figura 11 B). Si embargo, quizá el impacto más notorio del lugar lo constituye un volcadero de escombros sobre la laguna desde el camino a Alto Verde (Figuras 10 y 11 C y D). Este vertedero va rellorando progresivamente la laguna y sepultándola bajo un cúmulo de escombros y residuos de 2,5m de altura. Entre los escombros se puede distinguir gran cantidad de basura domiciliaria y otra clase de residuos más contaminantes, como recipientes de aceites minerales, pesticidas, etc. (Figura 11 E).



Figura 10. Sitio B (Foto 2006). Referencias: 1 = Río Santa Fe; 2 = volcadero; 3 = terraplenes; 4 = camino al Barrio Alto Verde; 5 = Club Excursionistas Unidos. Fuente: Google Earth; con autorización de: <http://earth.google.com/intl/en-US/license.html> (28/09/08).

En cuanto a la laguna, ésta se encontró cubierta por una capa casi impenetrable de vegetación acuática flotante durante todo el muestreo (Figura 11 F). Solo se pudo observar agua libre de vegetación flotante en las márgenes del cuerpo de agua durante las crecientes.

En este ambiente casi la totalidad de las capturas de anfibios se realizaron en una angosta franja centrada en la interfase agua-tierra de la laguna de entre 2 y 3m de ancho.

Durante los primeros meses de muestreo el nivel de agua de la laguna era bajo e incluso la línea de costa retrocedió aproximadamente 1m. Durante los meses de noviembre y diciembre ascendió sustancialmente, conectándola en diciembre con el canal que trae agua desde el río a unos 800m en VC (530m en línea recta). Junto con la conexión de los cuerpos de agua aumentó la cantidad de anfibios en la laguna de B. Como en el resto de los ambientes con conexión al río, en B el nivel del agua descendió durante el mes de enero para volver a subir y alcanzar un pico de altura durante febrero. Durante los próximos dos meses el agua se mantuvo elevada (aunque menos que en febrero), para luego ir descendiendo lentamente hasta el mes de agosto.



Figura 11. Fotos del sitio B durante el período de estudio. A: vacas y caballos pastando; B: tala y extracción de las matas de *Cortaderia* sp.; C: terraplén de escombros; D: volcadero de basura; E: laguna casi sepultada por la basura; F: laguna tapizada por una carpeta de vegetación acuática flotante.

2.2.6. Sitio “Terraplenes” (T): 31° 38' 50,2" S; 60° 41' 00,8" O. (Figura 12).

Esta laguna rectangular de 8.480m² (su largo máximo de unos 200m, se desarrolla en sentido norte-sur) se encuentra comprendida entre el camino que lleva al Barrio Alto Verde y tres terraplenes construidos, de aproximadamente 2m de altura (Figuras 12 y 13 A). Estos cerramientos de terrenos bajos con taludes se realizan para su posterior elevación mediante el relleno con arena de refulado (Figura 13 B y C). Esta situación le confiere un aislamiento frente a la dinámica hídrica del río y su hidrometría queda regulada por el aporte de agua proveniente de las lluvias. A su vez, las márgenes del cuerpo de agua resultan ser taludes de tierra con un ángulo de inclinación de aproximadamente 45 grados. Hacia el oeste, apenas termina el talud aparece el camino pavimentado y muy transitado que separa a la laguna del río Santa Fe, distanciada por unos 100m. Hacia el este (hacia el interior de la isla) y el norte, el talud se continua inmediatamente con dos yermos arenales (al momento de los muestreos) recientemente construidos mediante refulado (unos 13.500m² cada uno) (Figuras 12 y 13 D). Al sur aparece otra laguna algo más extensa pero también encerrada completamente por terraplenes artificiales.

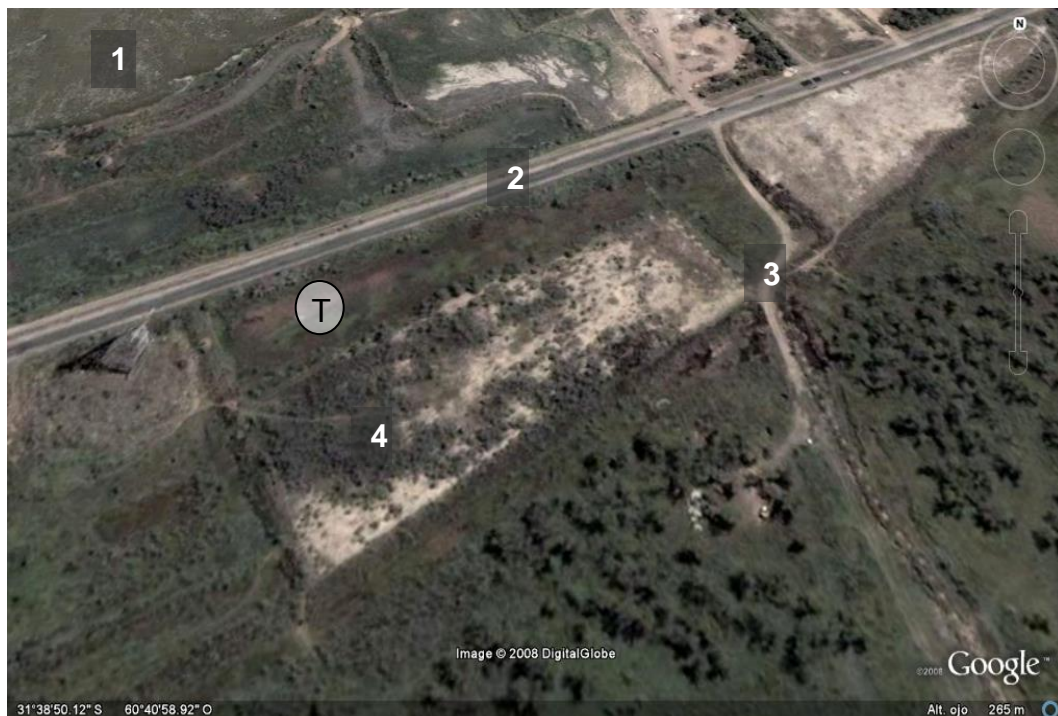


Figura 12. Sitio T (Foto 2006). Referencias: 1 = Río Santa Fe; 2 = camino al Barrio Alto Verde; 3 = terraplenes; 4 = arenal que, en esta foto tomada más de un año posterior al muestreo, ya presenta vegetación en sucesión, aunque durante los muestreos el arenal se encontraba sin vegetación. Fuente: Google Earth; con autorización de: <http://earth.google.com/intl/en-US/license.html> (28/09/08).

En el margen oeste de este ambiente se registraron tareas de desmalezado, talas y quemas de vegetación (Figura 13 E). También, en algunas ocasiones se observaron caballos que descendían para alimentarse de la vegetación acuática emergente (Figura 13 F).

En el mes de septiembre, cuando comenzaron los muestreos, el agua había ascendido unos 10cm respecto al mes anterior. También en este mes se observó por primera vez la tala y quema de toda la vegetación que lindaba con la ruta. El nivel de agua se mantuvo bajo y relativamente constante hasta diciembre. A partir del último mes de 2004, el nivel de la laguna se incrementó mes a mes por la acumulación del agua proveniente de las precipitaciones hasta abril de 2005 (aproximadamente 1m sobre el nivel de noviembre de 2004); y conservó ese nivel durante el mes de mayo. Recién en junio, el agua comenzó a descender; primero unos 35cm y durante los restantes meses otros 25cm de manera progresiva. Durante los meses de verano la vegetación del margen del camino se recuperó lentamente de la tala y quema, pero en agosto de 2005 nuevamente hubo una quema importante de toda la vegetación marginal. También cabe mencionar que durante el año muestreado, en el arenal que flanqueaba la laguna se comenzó a desarrollar vegetación, principalmente Alisos (*Tessaria integrifolia*) y algunas gramíneas.

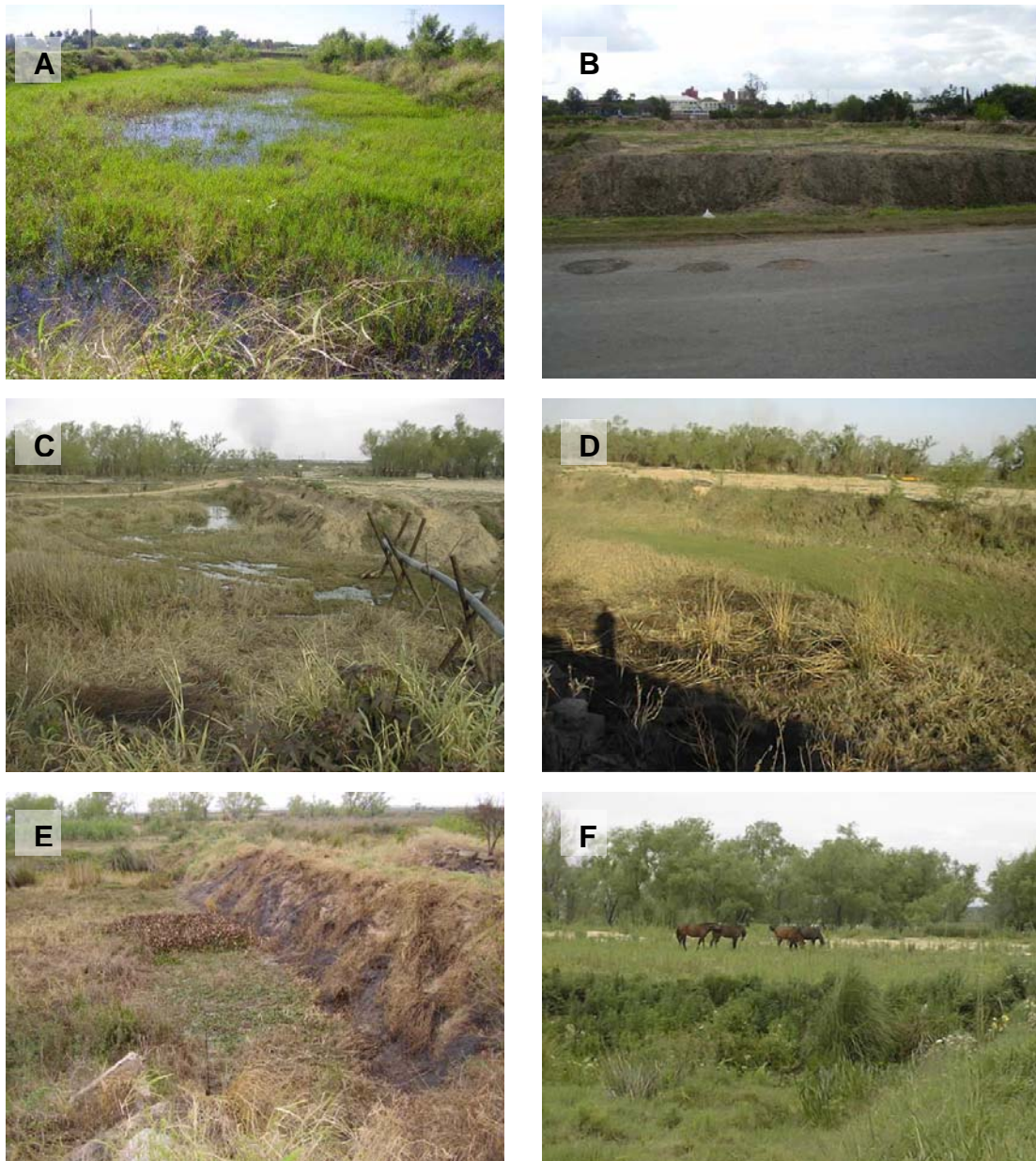


Figura 13. Fotos del sitio T durante el período de estudio. A: laguna rectangular rodeada de terraplenes constituidos por un camino y terrenos elevados mediante refulado; B: terreno contiguo al sitio de muestreo recientemente elevado; C: cañerías utilizadas para volcar el agua con arena y elevar el terreno ; D: en esta foto, tomada desde el camino, se alcanza a apreciar el arenal artificial, todavía yermo, que se ubica al este del sitio T; E: tala y quema de vegetación marginal; F: caballos pastando en la inmediación del cuerpo de agua y que en ocasiones descendían a la laguna.

2.3. Muestreo de anfibios

Los muestreos se llevaron a cabo entre los meses de agosto de 2004 y septiembre de 2005. Durante agosto de 2004 se pusieron a punto las técnicas de muestreo, por lo que este mes no se tendrá en cuenta para el análisis de la actividad de los anfibios. El mes de septiembre de 2005 fue atípicamente frío, resultando en una muy baja actividad y una disminución importante en las capturas de ejemplares, por lo que tampoco se lo tendrá en cuenta para los análisis; quedando entonces comprendido el período anual a analizar entre septiembre de 2004 y agosto de 2005.

La captura de los anfibios se realizó mensualmente en cada uno de los seis ambientes seleccionados. Se visitaba un sitio de muestreo por día, hasta completar todos los ambientes. Cada mes, en cada ambiente, se realizó un esfuerzo de captura manual de anuros de 2 horas a partir del crepúsculo. Se complementó la captura manual de los ejemplares con técnicas de trampas de caída (Lajmanovich y Peltzer 2001). Cinco de estas trampas fueron activadas durante diez días cada mes en cada uno de los ambientes, comenzando a partir del día del primer muestreo manual del mes correspondiente. Las trampas fueron ubicadas en las márgenes de los



Figura 14. Disposición de las trampas de caída entre la vegetación y en la margen de los cuerpos de agua.

cuerpos de agua a una distancia que variaba entre uno y tres metros, dependiendo de la pendiente del terreno y la tendencia a creciente o bajante del río en cada mes (Figura 14). Los anfibios colectados tanto por las trampas de caída como manualmente fueron fijados *in situ* con una solución de formol al 10% y conservados para su posterior análisis.

A cada ejemplar capturado se le asignó un número y fue ingresado a la colección herpetológica del Instituto Nacional de Limnología. Todos los datos sobre cada ejemplar fueron volcados en una ficha individual.

2.4. Análisis de la fenología de las especies y su relación con las alteraciones ambientales

Para relacionar la actividad de las ranas con las variables ambientales se realizaron regresiones lineales y regresiones múltiples entre los valores de capturas de los ejemplares adultos de cada especie por mes y los valores de las variables ambientales correspondientes. De las variables climáticas consideradas inicialmente, se presentan los resultados para las ocho más significativas (según las regresiones realizadas o su importancia para la discusión de los resultados): temperatura media mensual (TMed.Mes), media mensual de las temperaturas máximas diarias (TMed.Máx.Mes), media mensual de las temperaturas mínimas diarias (TMed.Min.Mes), precipitación mensual (P.Mes), heliofanía astronómica (Hel.Astr.), heliofanía efectiva -heliofanía astronómica menos las horas nubladas del día- (Hel.Efec.), heliofanía efectiva durante solo los diez días del mes en que se realizaron los muestreos (Hel.Efec.Muestreo), altura del río en el puerto de la ciudad de Santa Fe (frente a la isla Sirgadero; como media del pulso de inundación) (Alt.RíoPuertoSta.Fe). También se presentan las ecuaciones de los mejores modelos de las regresiones múltiples para cada especie, utilizando como criterio de selección el R^2 ajustado, con un número mínimo de una y uno máximo de ocho variables (intervalo de confianza del 95%). Para permitir una evaluación gráfica del ajuste de los modelos estadísticamente significativos, se graficó la curva de abundancias predecidas por estos modelos sobre el histograma de las capturas mensuales de las especies correspondientes. Estos análisis fueron realizados con el programa XLSTAT (Versión 7.5.3) previa transformación de las variables a su logaritmo neperiano.

Para la clasificación de los sitios de muestreo se definieron seis tipos de alteración ambiental: 1) *quemadas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; 2) *alteraciones hidrológicas*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; 3) *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); 4) *alteraciones en la vegetación*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; 5) *fragmentación*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios. Sobre la base de los tipos

de alteración definidos fueron clasificados utilizando una escala de puntuación arbitraria de 0 a 3; siendo 0 ausencia del tipo determinado de alteración y 3 máxima alteración de ese tipo (modificado de Pavignano 1988 y Peltzer *et al.* 2003). Con los datos de esta matriz se construyó un dendograma utilizando el criterio de agregación de enlace medio y el coeficiente general de similitud de Gower (Gower 1971). Utilizando la misma metodología, también se construyó un dendograma en base a las capturas de las ocho especies de anfibios en cada uno de los ambientes. Los dendogramas fueron realizados con el programa XLSTAT (Versión 7.5.3). Para complementar el análisis del efecto de las capturas de las diferentes especies y de la alteración ambiental sobre el agrupamiento de los seis sitios muestreados, se transformaron los datos a su logaritmo neperiano y se realizaron dos Análisis de Componentes Principales (ACP) con el programa MVSP (Versión 3.13c).

Para analizar la relación entre las especies y las alteraciones ambientales se utilizaron análisis multivariados disponibles en el programa CANOCO (Versión 4.0). Para decidir que método de ordenación (unimodal o lineal) resultaba más apropiado de acuerdo al tipo de relaciones entre las variables, se llevó a cabo un Análisis de Correlación Canónica Destendenciado (ACCD). Siguiendo la sugerencia de Lepš y Šmilauer (2003), si la longitud máxima del gradiente de las especies arrojada por este análisis es mayor a 4, los datos son demasiado heterogéneos y muchas especies se desvían del modelo supuesto de respuestas lineales, por lo que es recomendable utilizar métodos unimodales (Análisis de Correspondencias Canónicas –ACC–), en el caso contrario, se recomienda la utilización de métodos lineales (Análisis de Redundancia –RDA–). El análisis preliminar (ACCD) arrojó un ancho de gradiente máximo de 0,827 por lo que en este caso se utilizó el método lineal RDA para analizar las relaciones. Empleando una opción brindada por el programa, los datos fueron transformados mediante la aplicación del logaritmo decimal a cada valor más uno; para el resto de las alternativas se utilizaron las opciones ofrecidas por defecto por el programa. También se brinda la valoración de la significancia de los ejes canónicos, evaluada mediante 499 simulaciones de Monte Carlo (el resumen de los resultados aparece en la referencia de los triplots correspondientes). Sin embargo, tanto en este caso como en el resto de los RDA y ACC realizados (ver puntos 2.6 y 2.7), el test de Monte Carlo determinó la no significancia de los ejes canónicos. Este problema estaría relacionado con el teorema central del límite, donde la varianza de las medias es función del tamaño de las muestras (Sokal y Rohlf 1979). El número reducido de muestras (limitado al número de ambientes, *i.e.* máximo de seis) resultaría un factor condicionante a la hora de alcanzar la significancia estadística de los análisis. No obstante, los gráficos de los dos primeros ejes canónicos de los RDA y ACC

responden correctamente a la interpretación de las relaciones entre las dos matrices (de datos ambientales y biológicos) previa mediación del análisis multivariado, por lo que su valor reside en la facilitación de dicha interpretación.

2.5. Muestreo de la oferta trófica

Para el muestreo de la oferta trófica, se seleccionó una metodología de recorrido de transectas barriendo con red entomológica sobre el microhábitat donde se capturaban los anfibios. Los muestreos con red entomológica pueden ser utilizados para obtener información cuali-cuantitativa para comparar comunidades de insectos (Hayward 1971, Janzen 1973). Para que los datos fuesen representativos de la oferta trófica de los hílidos estudiados, se avanzaba a través de la transecta, golpeando con el aro de la red la vegetación palustre y macrófitas donde eran colectados los anfibios, y describiendo con la misma una figura de ocho acostado de aproximadamente 3 metros de ancho. Los muestreos se realizaban durante un espacio temporal de siete minutos de manera de estandarizar el esfuerzo. Esta metodología de estimación de la oferta trófica es ampliamente utilizada en los trabajos de ecología alimentaria de anfibios en los que se evalúa la selectividad trófica (Hirai y Matsui 1999, 2000a, 2000b, 2001a, 2001b), y resulta una de las menos selectivas (Hayward 1971, Bennett y Humphries 1978, Peña 1998).

Los muestreos de oferta trófica se realizaron mensualmente en cada uno de los ambientes y en simultaneidad con las capturas de anfibios. Esto permitió obtener información sobre la disponibilidad de presas durante el período de estudio y en sincronía con la información sobre la alimentación de los anfibios. Adicionalmente, para evaluar la representatividad de la metodología de muestreo, se realizaron dos transectas sucesivas en cada ambiente por mes. Para los seis ambientes, se compararon los resultados de las dos transectas correspondientes al mes de enero mediante el test no paramétrico de Mann-Whitney, ya que no cumplían con el requisito de normalidad. Este test fue realizado con el programa GraphPad InStat (Versión 3.06). Al no encontrarse diferencias significativas entre las transectas para ninguno de los ambientes ($p > 0,05$ en todos los casos), se procedió a la utilización de una transecta por ambiente y por mes como estimación de la oferta trófica.

En el laboratorio, una vez procesadas las muestras de red entomológica (limpieza del material vegetal arrastrado durante el copado y preservación de los artrópodos en alcohol al 70% con glicerina) (Adis 2002), se procedió al submuestreo de las mismas para estimar la abundancia relativa de los diferentes taxa que la componían. La metodología de submuestreo aplicada, corresponde a una adaptación de los procedimientos comúnmente utilizados en estudios de comunidades de

macroinvertebrados bentónicos (Wrona *et al.* 1982, Rodrigues Capítulo *et al.* 1995, 1998, Barbour y Gerritsen 1996, Courtemanch 1996, King y Richardson 2002, Herbst y Silldorff 2006). En estos trabajos, suele realizarse el conteo fijo de entre 100 y 500 individuos submuestreados al azar de fracciones de la muestra total. A este conteo le suele seguir una búsqueda activa en la muestra restante para registrar especies raras (poco abundantes). Teniendo en cuenta la gran heterogeneidad en el tamaño de los artrópodos colectados con la red entomológica en este trabajo (ortópteros, ácaros, mántidos y colémbolos), primero se procedió a extraer de la muestra los individuos de mayor tamaño que, por su dimensión relativa al resto de los artrópodos, pudieran entorpecer la posterior homogenización de la misma para el submuestreo. Éstos artrópodos eran determinados taxonómicamente y contados. Generalmente, los ejemplares separados por éste método correspondían a moluscos de la especie *Omalonix unguis* y artrópodos de los órdenes Araneae, Dermaptera, Orthoptera, Blattarea, Mantodea, Odonata, Lepidoptera, Neuroptera, Trichoptera y algunas familias de Hemiptera, Coleoptera e Hymenoptera. El número de individuos separados mediante esta búsqueda activa variaba de manera importante entre las muestras dependiendo de la composición faunística de la misma. Posteriormente, ya con una muestra más homogénea respecto al tamaño de los individuos, se procedía a la separación y determinación taxonómica de 500 individuos por muestra seleccionados al azar. El submuestreo se realizaba mediante la extracción sucesiva de fracciones de aproximadamente 50 individuos. Para separar los lotes de 50 ± 5 individuos, se esparcía la muestra dentro de una caja de petri, se revolvía suavemente para homogeneizar el contenido y se extraía una fracción barriendo con un utensilio cóncavo desde el centro hacia la periferia de la caja de petri (para disminuir los errores debido a la disposición centro-periferia discriminada de diferentes taxa). Una vez determinados los 500 individuos, se procedía al pesado (balanza electrónica de apreciación 0,01g) tanto de la submuestra como de lo que restaba de la muestra y se estimaban las proporciones de cada taxa para toda la muestra a partir de las proporciones de los taxa en los 500 individuos determinados. A esta estimación para toda la muestra se le sumaban los ejemplares, que debido a su tamaño, habían sido separados inicialmente.

La determinación taxonómica de los ejemplares submuestreados se realizó siguiendo guías afines (e.g. Costa Lima 1940, Jaques 1951, Kusnezov 1956, Ross 1956, 1982, Bachmann 1967, Kenneth 1971, Rizzo 1979, Brewer y Arguello 1980, Ayalo y Garces 1982, Richards y Davis 1984, Palacios-Vargas 1990, Borror *et al.* 1992, Angrisano 1995, Angrisano y Trémouilles 1995, Bachmann 1995a, 1995b, Bachmann y Mazzucconi 1995, Mazzucconi *et al.* 1995, Trémouilles *et al.* 1995, Merritt

y Cummins 1996, Peña 1998, Morrone y Coscarón 1998, Lemme *et al.* 2000, Fernandez y Domínguez 2001, Palacio y Fernández 2003, Lencioni 2005, Rosser *et al.* 2006).

En la mayoría de los estudios sobre dieta de anfibios las presas son determinadas hasta el nivel taxonómico de orden (e.g. Basso 1990, Parmelee 1999, Duré 2004, Solé y Pelz 2007). Sin embargo, existen trabajos que muestran la importancia de utilizar categorías taxonómicas más bajas, como familia, para analizar solapamiento de nicho trófico y selectividad en anuros (López *et al.* 2005a, 2007). Aunque el grado de digestión de los contenidos gastrointestinales, la diversidad de las presas que componen la dieta y la pericia del investigador en cada grupo, suelen establecer el límite de la determinación taxonómica de los ítems consumidos por los anfibios. Por este motivo es que, para el presente trabajo, los insectos fueron determinados hasta el nivel taxonómico de familia (a excepción de algunos órdenes poco abundantes como Dermaptera, Trichoptera, Mantodea, etc.) y los arácnidos fueron clasificados dentro de tres grupos: Pseudoscorpionidae, Araneae y Acari. Cabe mencionar que los anfibios concentran su actividad predatoria sobre “ecomorfotipos” de presas (Lescure 1964, Clarke 1974, Guix 1993, Menéndez-Gerrero 2001, López *et al.* 2005a, 2005b, 2007); por lo que las larvas de los distintos grupos fueron separadas como ítems presa diferentes. Siguiendo con este criterio, durante la redacción de los resultados se comparan grupos de diferentes niveles taxonómicos (*i.e.* Chironomidae vs. Acari) cuando estos grupos representan ecomorfotipos presa diferentes desde el punto de vista de los anuros. Por otro lado, poseer información taxonómica sobre la composición de la oferta trófica ambiental más precisa que la obtenida para la dieta de los anfibios carece de valor para los análisis realizados para este trabajo, por lo que las mismas categorías fueron utilizadas para la clasificación de la oferta trófica.

Los resultados de la estimación de la oferta trófica se presentan en forma de tablas en el Anexo (Anexo, Tablas 26 y 27).

2.6. Análisis de la oferta trófica

Para facilitar la comparación de la oferta trófica, entre los ambientes y los meses muestreados, se construyeron tablas con las proporciones (abundancias relativas de 0 a 1) de cada uno de los ítems capturados (a nivel familia), considerando cada muestra mes/ambiente y todo el período de estudio para cada ambiente. Además, se calcularon las proporciones de cada orden en los seis ambientes para todo el período estudiado.

También se calcularon para cada muestra (mes/ambiente), por ambientes y por meses el índice de diversidad de Shannon-Weaver (1949) (sobre la base del logaritmo

neperiano) y de equitatividad de Pielou (1966) con el programa MVSP (Versión 3.13c), amplitud del nicho mediante el índice de Levins (1968) y la riqueza. Las diferencias entre muestras fueron analizadas con el programa GraphPad InStat (Versión 3.06) mediante un ANOVA no paramétrico (Kruskal-Wallis Test). En los casos en que se encontraron diferencias significativas, se realizó un Test de Comparaciones Múltiples de Dunn entre los pares de muestras.

Para analizar la relación entre la alteración ambiental de los seis sitios muestreados y la oferta trófica se utilizaron análisis multivariados disponibles en el programa CANOCO (Versión 4.0) siguiendo la metodología previamente descrita en el punto 2.4. En este caso, las variables analizadas fueron los ítems presas más importantes de la oferta trófica (aquellos que superaron 10% de la abundancia relativa en alguna de las muestras -mes/ambiente-) y la matriz de alteraciones ambientales de los seis sitios estudiados. El análisis preliminar (ACCD) arrojó un ancho de gradiente máximo de 0,842 por lo que se utilizó el método lineal RDA. Asimismo, con el programa XLSTAT (Versión 7.5.3) se realizaron regresiones lineales simples entre el grado de alteración y los valores de diversidad, equitatividad, riqueza y amplitud del nicho de la oferta trófica estimada para cada ambiente.

2.7. Análisis de la dieta y selectividad trófica

Para describir la dieta de los anfibios se utilizaron el número (N), volumen (V) y frecuencia de ocurrencia (FO) de las presas encontradas en los tractos gastrointestinales de las ranas (Lajmanovich 1995, López *et al.* 2005a, 2005b, 2007). Se trabajó con los contenidos estomacales e intestinales ya que se ha demostrado que al revisar solo los contenidos estomacales se pierde información y se tiende a encontrar solo las presas más grandes y no digeridas (Schoener 1989, Peltzer *et al.* 2000). Estos tres valores fueron combinados mediante el Índice de Importancia Relativa (IRI) de las presas, propuesto por Pinkas *et al.* (1971). Este índice es una medida compuesta que reduce el error en la descripción de la dieta de animales (Hart *et al.* 2002) y desde su presentación en el año 1971, ha sido propuesto como una metodología estandarizada para estudios de alimentación. El IRI se calcula según la siguiente fórmula:

$$IRI = FO\% * (N\% + V\%)$$

donde FO% es el porcentaje de la frecuencia de ocurrencia de la presa (cantidad de ejemplares en los que se encontró el ítem presas dividido la cantidad de ejemplares analizados), N% es el porcentaje numérico de la presa y V% el porcentaje volumétrico. Ya que el resultado del IRI son valores sin un límite superior, para facilitar la interpretación y la realización de comparaciones se efectuó su jerarquización mediante

su transformación a proporciones (IRI%) (Cuevas y Martori 2007, Sanabria *et al.* 2007). De los resultados del IRI% solo se mencionan las categorías que más contribuyeron a la dieta de cada especie (*i.e.* IRI% $\geq 0,1$).

Para evaluar el grado de similitud de la dieta de cada especie entre los ambientes, se calculó el índice de solapamiento de Pianka (1973) en base a los valores del IRI% de las presas más importantes (IRI% $\geq 0,1$ en alguno de los ambientes). Éste índice fue calculado entre pares de ambientes, pero también se calculó el solapamiento general (entre todos los ambientes). Para determinar si el solapamiento observado difiere del esperado por azar, se realizó un análisis de randomización mediante el programa EcoSim (Gotelli and Entsminger 2003). Este programa realiza permutaciones de Monte Carlo para crear “pseudo-comunidades” (Pianka 1986), y compara estadísticamente los patrones en estas pseudo-comunidades y la matriz real de datos. Para el análisis aquí efectuado, se realizaron 1000 permutaciones en base a la matriz original de datos para las que se retuvo la amplitud del nicho (Duré y Kehr 2004). Los resultados del análisis de solapamiento fueron comparados con los resultados observados en dendogramas construidos con el programa MVSP (Versión 3.13c), mediante el método UPGMA a través de la transformación de matrices de distancia eucídea en base a los mismos valores del IRI% de las presas más importantes.

Para evaluar la preferencia en la utilización de los recursos alimentarios se calculó el índice de Jacobs' (D) (Jacobs 1974), siguiendo la fórmula:

$$D = (r - p) / (r + p - 2 \times r \times p)$$

donde r es la proporción numérica del ítem en la dieta y p la proporción de ese mismo ítem en la oferta ambiental. D arroja valores entre +1 y -1, indicando los valores positivos una preferencia por el ítem presa, los negativos que el depredador está evitando consumir el ítem; mientras que 0 indica falta de selectividad. Como margen de confianza para el análisis y la interpretación de los resultados obtenidos para la selectividad de la dieta en base al índice de Jacobs, en este trabajo se consideró una preferencia por un ítem presa cuando D registró un valor superior a 0,15 y una selección negativa cuando D resultó menor a -0,15. Los valores intermedios de D ($-0,15 < D < 0,15$) fueron interpretados como falta de selectividad marcada.

Siguiendo la metodología descrita en el punto 2.4, se utilizaron los métodos de ordenación multivariados ofrecidos en el programa CANOCO (Versión 4.0) para indagar sobre el efecto de la alteración ambiental en la dieta de los anfibios. En este caso, las variables analizadas fueron las presas más importantes en la dieta de cada especie de anfibio (según los resultados del IRI%) y las alteraciones ambientales de los sitios donde las ranas consumieron esas presas. El análisis preliminar (ACCD)

arrojó un ancho de gradiente máximo inferior a cuatro para *D. nanus* (1,352), *D. sanborni* (2,929), *H. pulchellus* (3,127), *S. squalirostris* (2,616) y *P. limellum* (2,262), por lo que se utilizó el método lineal RDA para estas especies; mientras que el ancho de gradiente máximo fue superior a cuatro en *H. punctatus* (4,389), *H. raniceps* (4,999) y *S. nasicus* (4,450), por lo que se realizaron ACC (método unimodal) para estas especies.

2.8. Análisis de la variación de la dieta de los anfibios

En base a la dieta de los anfibios se calcularon para cada muestra (mes/ambiente), por ambientes y por meses el índice de diversidad de Shannon-Weaver (1949) (sobre la base del logaritmo neperiano) y de equitatividad de Pielou (1966) con el programa MVSP (Versión 3.13c), amplitud del nicho trófico mediante el índice de Levins (1968), la riqueza y el promedio de presas consumidas por individuo. Las diferencias entre muestras fueron analizadas con el programa GraphPad InStat (Versión 3.06) mediante un ANOVA no paramétrico (Kruskal-Wallis Test). En los casos en que se encontraron diferencias significativas se realizó un Test de Comparaciones Múltiples de Dunn entre los pares de muestras.

Para analizar la relación entre la alteración ambiental de los seis sitios muestreados y la dieta de los anfibios, se realizaron regresiones lineales simples con el programa XLSTAT (Versión 7.5.3) entre el grado de alteración y los valores de diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud del nicho y promedio de presas consumidas por individuo de las ocho especies de anuros en cada ambiente y a lo largo de los meses estudiados.

También se analizó el solapamiento del nicho trófico entre las diferentes muestras (mes/ambiente) para las ocho especies y la oferta ambiental, en base a las abundancias relativas de las presas utilizando el índice de solapamiento de Pianka (1973). También en este caso se evaluó la significancia estadística del solapamiento observado mediante la utilización del programa EcoSim (Gotelli y Entsminger 2003, Duré y Kehr 2004).

2.9. Análisis del efecto de la variación de la oferta ambiental en la dieta de los anfibios

Analizar si la variación de la oferta trófica entre las muestras (ambientes/mes) se correlaciona con los cambios en la dieta de los anfibios, es una forma de indagar sobre el efecto de la variación de la oferta de alimento sobre las presas consumidas. De esta manera, de existir correlación entre la variación en la dieta y la oferta, implicaría que los anfibios ajustan su alimentación a la disponibilidad de presas, de lo contrario, los

anfibios estarían capturando sus presas con cierta independencia de la variación espacio-temporal en la abundancia de las mismas.

Para analizar si existe una covariación de la oferta ambiental entre los ambientes y meses muestreados y la dieta de las ranas, se realizó un Test de Mantel de asociación entre matrices (Mantel 1967) con el programa XLSTAT (Versión 7.5.3). Éste test es frecuentemente utilizado en estudios ecológicos (Klingenberg *et al.* 2002, King y Richardson 2002, Michaux *et al.* 2002), incluso de anfibiofauna (Castellano *et al.* 2002, Gardner *et al.* 2007) y para el análisis de dieta en anuros (Lima y Magnusson 1998). El Test de Mantel es un método de permutaciones que mide un coeficiente de correlación de Pearson entre dos matrices de proximidad (similaridad o disimilaridad) y brinda un valor de p sobre la hipótesis nula H_0 de ausencia de correlación entre las matrices. Se construyeron las matrices de disimilaridad mediante el cálculo de la distancia euclídea (criterio de agregación: enlace medio) para las muestras de la dieta de las ocho especies de anfibios y la oferta trófica. Para generar las matrices para cada especie, solo se utilizaron los datos de oferta correspondientes a los meses y ambientes para los que se poseían datos de dieta. Además, se excluyeron del análisis aquellas presas que no alcanzaran al menos el 10% de la abundancia relativa en alguna de las muestras, ya sea de la oferta trófica o de la dieta de los anfibios. Posteriormente, se realizó el Test de Mantel entre las matrices construidas para cada especie.

3. RESULTADOS

Durante los doce meses de muestreo se capturaron dieciséis especies de anfibios pertenecientes a seis familias (Bufonidae: *Rhinella fernandezae*, *R. schneideri*; Cycloramphidae: *Odontophrynus americanus*; Hylidae: *Dendropsophus nanus*, *D. sanborni*, *Hypsiboas pulchellus*, *H. punctatus*, *H. raniceps*, *Scinax acuminatus*, *S. nasicus*, *S. squalirostris*, *Pseudis limellum*; Leptodactylidae: *Leptodactylus chaquensis*, *L. ocellatus*; Leiuperidae: *Physalaemus albonotatus*; Microhylidae: *Elachistocleis bicolor*).

Para el desarrollo del presente trabajo de tesis se analizarán solo las especies de la familia Hylidae, ya que resulta la familia mejor representada (9 de las 16 especies capturadas) y más característica de los ambientes estudiados y cuyo microhabitat de forrajeo corresponde con el muestreo con red entomológica para la estimación de la oferta trófica ambiental (Duré 2004). *Scinax acuminatus* es el único hílido capturado que se excluirá de los análisis, ya que para esta especie solo se colectaron dos ejemplares.

Las especies de las restantes familias fueron excluidas de los análisis por los siguientes motivos: todos los ejemplares capturados de *R. schneideri* eran juveniles y correspondían a solo uno de los ambientes muestreados, PAV. Igualmente, todos los ejemplares de *P. albonotatus* fueron capturados en un solo punto de muestreo (UNL), situación que impedía realizar con estas dos especies la comparación entre ambientes planteada en este trabajo. Por otro lado, el número de especímenes de *O. americanus* colectados fue tan solo de tres individuos, también imposibilitando la realización de cualquier comparación entre ambientes con diferentes tipos de alteración. Por último, las cuatro especies restantes (*R. fernandezae*, *L. chaquensis*, *L. ocellatus*, *E. bicolor*) no fueron analizadas debido a que, al igual que *R. schneideri*, *P. albonotatus* y *O. americanus*, sus hábitos de forrajeo se centran en la captura de presas terrestres caminadoras (Lescure 1964, Lajmanovich 1995, López *et al.* 2005a, 2005b, 2007), para las cuales no resulta representativo el muestreo de oferta trófica mediante barrido con red entomológica llevado a cabo en este trabajo.

3.1. Patrones de actividad de las especies y variables ambientales

De las ocho especies de hílidos seleccionados, las dos más abundantes fueron *D. nanus* y *P. limellum*. Estas especies también fueron las de mayor frecuencia de ocurrencia junto con *D. sanborni*, capturándose ejemplares durante todo el ciclo anual muestreado. *H. pulchellus* fue capturada todos los meses salvo febrero; igualmente ocurrió con *S. nasicus* pero exceptuando el mes de septiembre, *S. squalirostris*

excluyendo junio e *H. raniceps* exceptuando julio. *Hypsiboas punctatus* fue capturada solo durante los meses de verano y otoño, salvo dos ejemplares capturados en julio (Tabla 1).

Se realizaron regresiones lineales (Tabla 2) entre las capturas mensuales de cada una de las ocho especies de anfibios y los valores de las variables ambientales seleccionadas (Figuras 18 a 20). Solo se encontraron regresiones significativas con un R^2 mayor a 0,5 en *D. nanus* y *P. limellum* (Tabla 2). La regresión tanto entre la media de las temperaturas mínimas de cada mes como la temperatura media mensual fue significativa con cuatro de las especies (*D. nanus*, *P. limellum*, *H. pulchellus* y *H. punctatus*) (Tabla 2). La regresión de las precipitaciones mensuales resultó estadísticamente significativa con tres de las especies (*D. nanus*, *P. limellum* y *H. punctatus*) (Tabla 2). Para la altura del río (según el registro del Puerto de la ciudad de Santa Fe), la regresión fue significativa con las capturas de *D. nanus* y *P. limellum* (Tabla 2). Por su parte, la heliofanía efectiva mensual y heliofanía efectiva durante los días de muestreo se relacionaron con las capturas de *P. limellum* y *D. sanborni* respectivamente (Tabla 2).

Al realizar un análisis de regresión múltiple, entre las ocho variables ambientales consideradas con cada una de las especies, y seleccionar el modelo de mejor ajuste, *D. nanus*, *P. limellum* y *H. punctatus* fueron las especies que obtuvieron un R^2 más elevado (superior a 0,6) y estadísticamente significativo (Tabla 3). En las figuras 15, 16 y 17 se grafican las curvas de abundancias construidas en base a los valores obtenidos con la ecuación del modelo generado mediante las regresiones múltiples para las tres especies que este modelo resultó significativo al 95% de confianza.

La altura del río es una de las variables que aparece como constitutiva de los modelos obtenidos mediante las regresiones múltiples. En el caso de *H. punctatus* y *D. nanus*, los modelos predijeron una actividad mayor a la encontrada para los meses invernales de junio y julio respectivamente (Figuras 15 y 17). En la ecuación del modelo de *H. punctatus* y *D. nanus* la altura del río se relaciona de manera positiva con la actividad de sus poblaciones (Tabla 3), por lo que, probablemente, esta sobreestimación de la abundancia generada por el modelo se debió a la influencia de la creciente del río durante los meses invernales. En el caso de *P. limellum*, si bien la altura del río también se relacionó positivamente con la actividad de las ranas (Tabla 3), el modelo generado no sobreestimó la actividad de esta especie en los meses de la crecida invernal porque el peso de esta variable se vio diluido por el de otras cuatro variables que también formaron parte de la ecuación (dos temperaturas y dos heliofanías) (Tabla 3 y Figura 16).

	Sep-04	Oct-04	Nov-04	Dic-04	Ene-05	Feb-05	Mar-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Jul-05	Ago-05	FO	N sp.
<i>D. nanus</i>	23	12	97	130	89	140	113	89	85	30	33	48	12	889
<i>P. limellum</i>	3	18	34	71	132	164	119	61	34	25	3	1	12	665
<i>D. sanborni</i>	10	29	20	12	13	17	11	13	15	1	10	7	12	158
<i>H. pulchellus</i>	45	14	25	2	3	-	10	57	53	2	41	31	11	283
<i>S. nasicus</i>	-	1	15	10	6	5	15	26	24	14	9	11	11	136
<i>S. squalirostris</i>	37	19	18	13	1	1	8	26	2	-	1	4	10	107
<i>H. raniceps</i>	1	1	4	8	5	1	2	7	1	3	-	3	11	36
<i>H. punctatus</i>	-	-	-	1	54	49	56	40	12	-	2	-	7	214
R	6	7	7	8	7	7	8	8	8	6	7	7		
N mes	119	94	213	247	302	377	334	297	226	75	99	105		

Tabla 1. Número de ejemplares capturados durante el muestreo para las ocho especies de anuros. R: riqueza específica; N mes: número de ejemplares capturados en el mes; N sp.: número de ejemplares capturados para cada especie durante el ciclo anual muestreado; FO: frecuencia de concurrencia (número de meses en los que se capturó al menos un ejemplar de la especie).

	<i>D. nanus</i>	<i>P. limellum</i>	<i>D. sanborni</i>	<i>H. pulchellus</i>	<i>S. nasicus</i>	<i>S. squalirostris</i>	<i>H. raniceps</i>	<i>H. punctatus</i>
TMed.Mes	R ² =0,54; Pr>F=0,006	R ² =0,692; Pr>F=0,001	R ² =0,139; Pr>F=0,232	R ² =0,35; Pr>F=0,043	R ² =0,043; Pr>F=0,517	R ² =0,004; Pr>F=0,846	R ² =0,168; Pr>F=0,185	R ² =0,363; Pr>F=0,039
TMed.Máx.Mes	R ² =0,425; Pr>F=0,022	R ² =0,592; Pr>F=0,003	R ² =0,195; Pr>F=0,15	R ² =0,3; Pr>F=0,065	R ² =0,093; Pr>F=0,336	R ² =0,032; Pr>F=0,58	R ² =0,135; Pr>F=0,241	R ² =0,315; Pr>F=0,058
TMed.Min.Mes	R ² =0,628; Pr>F=0,002	R ² =0,773; Pr>F=0,0002	R ² =0,075; Pr>F=0,39	R ² =0,392; Pr>F=0,029	R ² =0,014; Pr>F=0,714	R ² =0,004; Pr>F=0,844	R ² =0,185; Pr>F=0,163	R ² =0,405; Pr>F=0,026
P.Mes	R ² =0,333; Pr>F=0,049	R ² =0,366; Pr>F=0,037	R ² =0,0004; Pr>F=0,951	R ² =0,231; Pr>F=0,114	R ² =0,025; Pr>F=0,62	R ² =0,007; Pr>F=0,796	R ² =0,184; Pr>F=0,165	R ² =0,347; Pr>F=0,044
Hel.Astr.	R ² =0,294; Pr>F=0,069	R ² =0,3; Pr>F=0,065	R ² =0,275; Pr>F=0,08	R ² =0,306; Pr>F=0,062	R ² =0,159; Pr>F=0,2	R ² =0,087; Pr>F=0,352	R ² =0,179; Pr>F=0,17	R ² =0,072; Pr>F=0,398
Hel.Efec.	R ² =0,239; Pr>F=0,106	R ² =0,456; Pr>F=0,016	R ² =0,265; Pr>F=0,087	R ² =0,203; Pr>F=0,142	R ² =0,23; Pr>F=0,115	R ² =0,034; Pr>F=0,569	R ² =0,023; Pr>F=0,635	R ² =0,3; Pr>F=0,065
Hel.Efec.Muestreo	R ² =0,131; Pr>F=0,248	R ² =0,271; Pr>F=0,082	R ² =0,347; Pr>F=0,044	R ² =0,16; Pr>F=0,198	R ² =0,193; Pr>F=0,153	R ² =0,082; Pr>F=0,366	R ² =0,026; Pr>F=0,617	R ² =0,208; Pr>F=0,136
Alt.RíoPuertoSta.Fe	R ² =0,691; Pr>F=0,001	R ² =0,545; Pr>F=0,006	R ² =0,003; Pr>F=0,866	R ² =0,293; Pr>F=0,069	R ² =0,023; Pr>F=0,635	R ² =0,163; Pr>F=0,193	R ² =0,155; Pr>F=0,206	R ² =0,222; Pr>F=0,122

Tabla 2. Regresiones lineales entre los valores de capturas de los ejemplares de cada especie por mes y los valores de las variables ambientales correspondientes. TMed.Mes: temperatura media mensual; TMed.Máx.Mes: media mensual de las temperaturas máximas diarias; TMed.Min.Mes: media mensual de las temperaturas mínimas diarias; P.Mes: precipitación mensual; Hel.Astr.: heliofanía astronómica; Hel.Efec.: heliofanía efectiva mensual; Hel.Efec.Muestreo: heliofanía efectiva durante solo los diez días del mes en que se realizaron los muestreos; Alt.RíoPuertoSta.Fe: altura del río en el puerto de la ciudad de Santa Fe.

	R ²	F de Fisher	Pr>F	Ecuación del modelo
<i>D. nanus</i>	0,725	11,881	0,003	$D. nanus = -106,0208 + 3,502*Hel.Efec. + 48,187*Alt.RíoPuertoSta.Fe$
<i>P. limellum</i>	0,983	68,873	<0,0001	$P. limellum = 297,138 -29,255*TMed.Máx.Mes +41,58*TMed.Mín.Mes$ $-16,578*Hel.Astr. +25,822*Hel.Efec. -50,523*Alt.RíoPuertoSta.Fe$
<i>D. sanborni</i>	0,384	2,807	0,113	$D. sanborni = 7,876 -2,015*Alt.RíoPuertoSta.Fe + 1,526*Hel.Efec.Muestreo$
<i>H. pulchellus</i>	0,404	3,048	0,098	$H. pulchellus = 125,6 -5,475*Hel.Astr. - 11,14*Alt.RíoPuertoSta.Fe$
<i>S. nasicus</i>	0,363	2,566	0,131	$S. nasicus = 11,387 -2,059*Hel.Efec. + 4,692*Alt.RíoPuertoSta.Fe$
<i>S. squalirostris</i>	0,314	2,064	0,183	$S. squalirostris = 22,948 + 1,549*Hel.Efec.Muestreo - 8,099*Alt.RíoPuertoSta.Fe$
<i>H. raniceps</i>	0,351	2,438	0,143	$H. raniceps = -14,392 + 1,945*Hel.Astr. - 0,841*Hel.Efec.$
<i>H. punctatus</i>	0,649	4,935	0,032	$H. punctatus = 82,478 -17,581*Hel.Astr. + 17,753*Alt.RíoPuertoSta.Fe + 12,469*Hel.Efec.$

Tabla 3. Regresiones múltiples entre los valores de capturas de los ejemplares adultos de cada especie por mes y los valores de las variables ambientales correspondientes. TMed.Máx.Mes: media mensual de las temperaturas máximas diarias; TMed.Min.Mes: media mensual de las temperaturas mínimas diarias; Hel.Astr.: heliofanía astronómica; Hel.Efec.: heliofanía efectiva mensual; Hel.Efec.Muestreo: heliofanía efectiva durante solo los diez días del mes en que se realizaron los muestreos; Alt.RíoPuertoSta.Fe: altura del río en el puerto de la ciudad de Santa Fe.

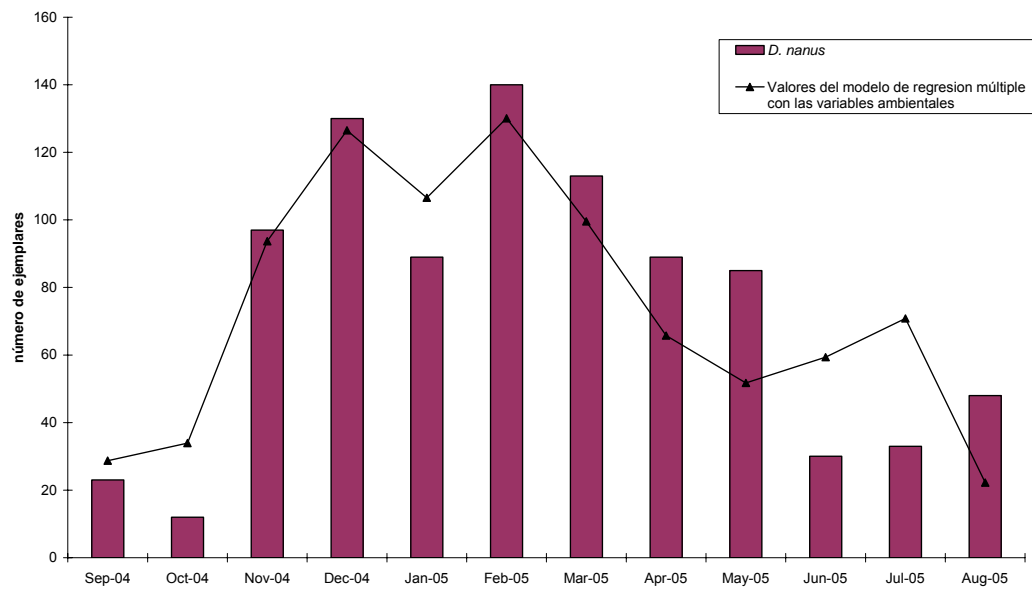


Figura 15. Histograma de las capturas de *D. nanus* y valores de la ecuación del modelo de abundancia de adultos de *D. nanus* en base a las variables ambientales (ver Tabla 3).

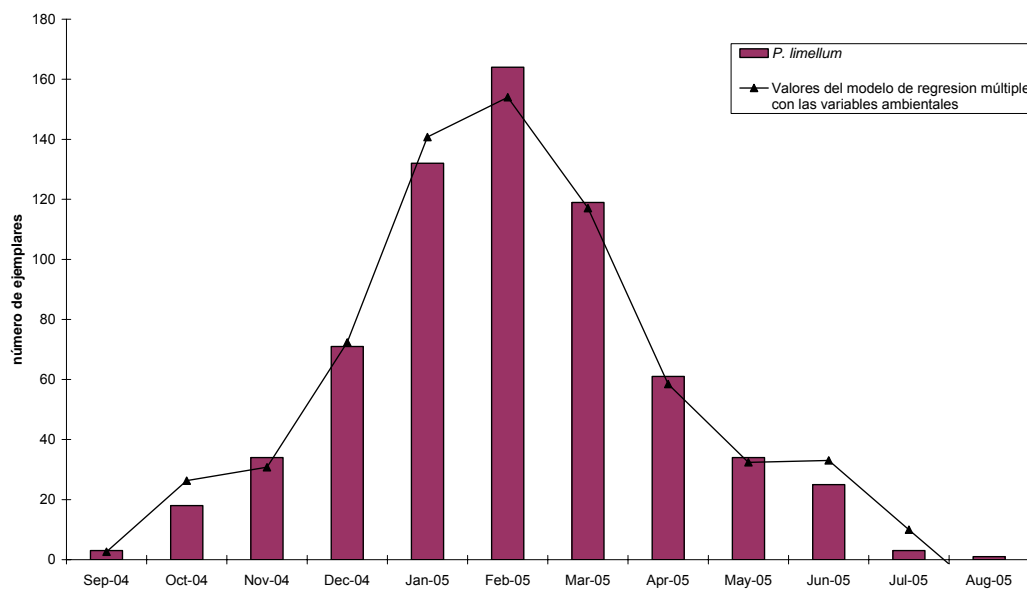


Figura 16. Histograma de las capturas de *P. limellum* y valores de la ecuación del modelo de abundancia de adultos de *P. limellum* en base a las variables ambientales (ver Tabla 3).

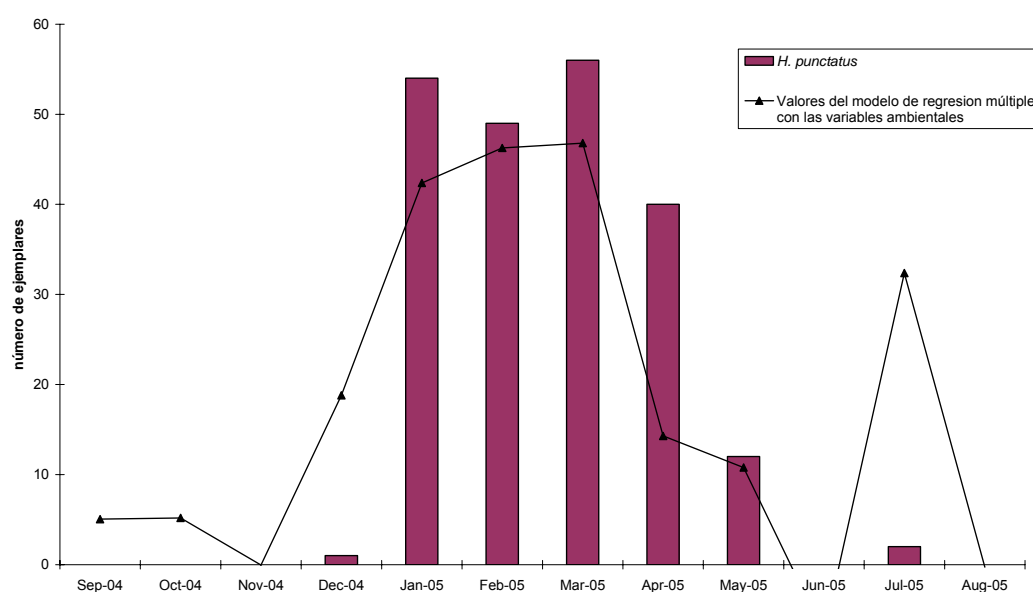


Figura 17. Histograma de las capturas de *H. punctatus* y valores de la ecuación del modelo de abundancia de adultos de *H. punctatus* en base a las variables ambientales (ver Tabla 3).

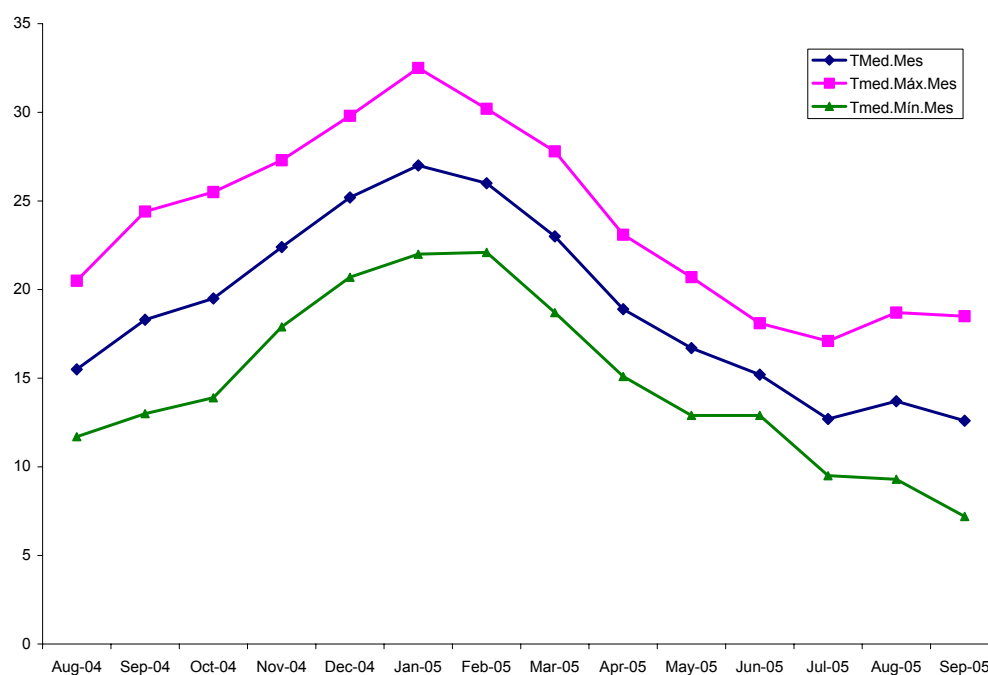


Figura 18. Temperaturas (°C) media mensual, media de las máximas mensuales y media de las mínimas mensuales para el período de muestreo.

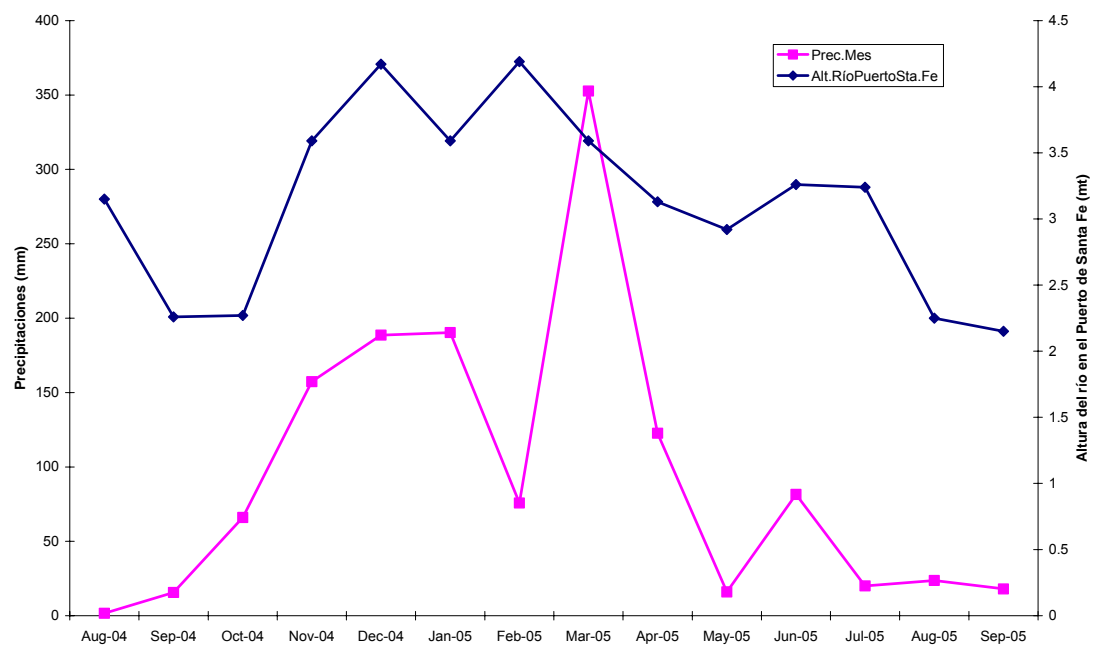


Figura 19. Precipitaciones mensuales y altura del río en el puerto de Santa Fe durante el período de muestreo.

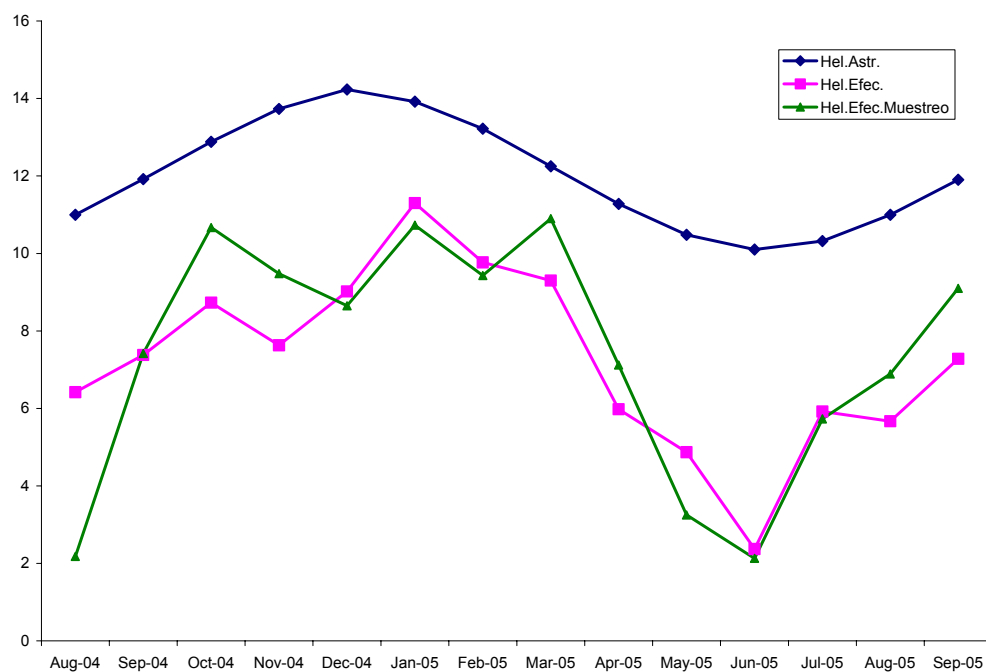


Figura 20. Heliografías (hs/día) astronómica, efectiva y efectiva durante los días de muestreo de cada mes para el ciclo anual estudiado.

3.2. Relaciones entre anfibios capturados, sitios de muestreo y alteraciones ambientales

En la tabla 4 se presenta la clasificación de los seis sitios muestreados para los seis tipos de alteración ambiental definidos.

Similitud de los sitios muestreados sobre la base de las alteraciones ambientales.

Al analizar la disposición de los sitios de muestreo en el dendograma sobre la base de las alteraciones ambientales, se observa que PAV se separa junto a UNL del resto de los sitios por ser los ambientes menos alterados, aunque UNL posee una alteración importante de su hidrología y un cierto grado de aislamiento (Figura 21), pero la vegetación de la reserva era abundante y se encontraba en buen estado de conservación. En el ACP se observa un patrón similar, donde PAV y UNL se diferencian sobre el eje 1 del biplot (Figura 22) del resto de los sitios, principalmente de B, T y VC. Las alteraciones de la vegetación, quemadas, ganadería y presencia de basura son los principales impactos que se pueden distinguir sobre el eje 1, ya que la suma del peso de estas variables sobre esta dimensión es del 89,93% (27,26%; 20,05%, 22,9%; 19,72% respectivamente) y es el grado con el cual se presentan estas cuatro alteraciones en los dos grupos de ambientes los que las diferencia sobre la dimensión del eje 1. Por otro lado, UNL y T se separan sobre el eje 2 de PAV, VC, PC y B por el mayor grado de aislamiento y alteración de la dinámica hidrológica natural de estos dos ambientes, ya que estos dos tipos de alteración resumen el 82,39% (35,87 y 46,53% respectivamente) de la variación sobre esta dimensión (Figura 22). Comparando los dos análisis, se puede observar que tanto en el dendograma (Figura 21) como en el biplot (Figura 22) se distingue a T y B agrupados o más relacionados; estos dos ambientes comparten cinco de los seis tipos de alteraciones definidos aunque con diferentes graduaciones. La relación de VC y PC es más notoria en el dendograma (Figura 21) y se explica por compartir, aunque con distinta graduación, tres tipos de alteraciones ambientales. Sin embargo, VC resultó un ambiente medianamente alterado pero con un importante impacto de la actividad ganadera. Por último, PC se acerca a PAV en el biplot (Figura 22) debido a que, si bien este ambiente posee diversos tipos de alteraciones, todas las alteraciones se dan en un bajo nivel.

	<i>quemaz</i>	<i>alter.hidrol.</i>	<i>ganado</i>	<i>alter.veg.</i>	<i>fragm.</i>	<i>basura</i>	sumatoria de las alteración
T	2	3	2	3	2	1	13 (72,22%)
B	2	0	2	2	1	3	10 (55,56%)
VC	1	0	3	2	0	0	6 (33,33%)
UNL	0	3	0	0	2	0	5 (27,78%)
PC	1	1	1	1	0	0	4 (22,22%)
PAV	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 4. Alteraciones presentes en los seis sitios de muestreo calificadas según su grado de incidencia en: 0 = sin alteración; 1 = alteración leve; 2 = alteración media; 3 = alteración alta. Entre paréntesis se brinda el porcentaje de alteración del ambiente respecto al máximo valor posible para la sumatoria de las alteraciones. Referencias: *quemaz*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

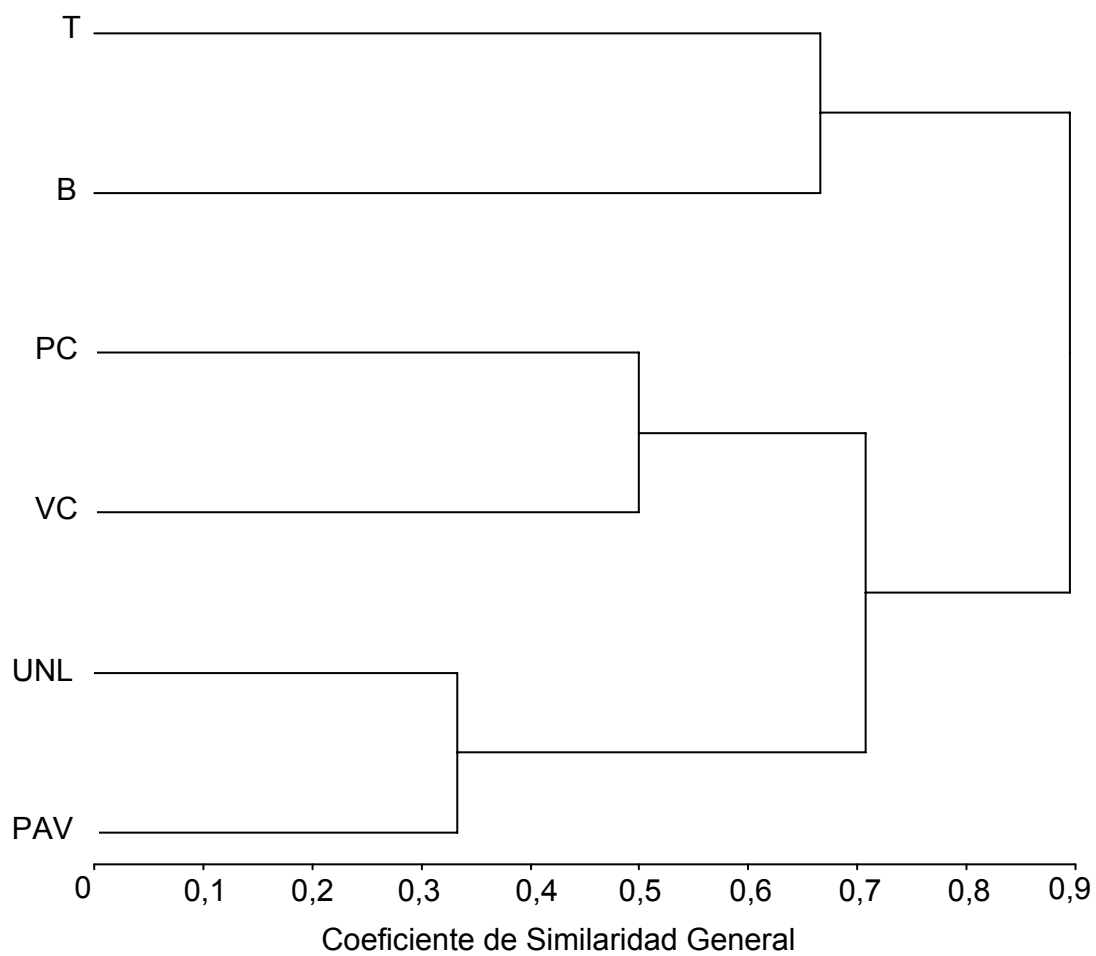


Figura 21. Dendrograma de asociación de los seis ambientes muestreados en base a las alteraciones ambientales.

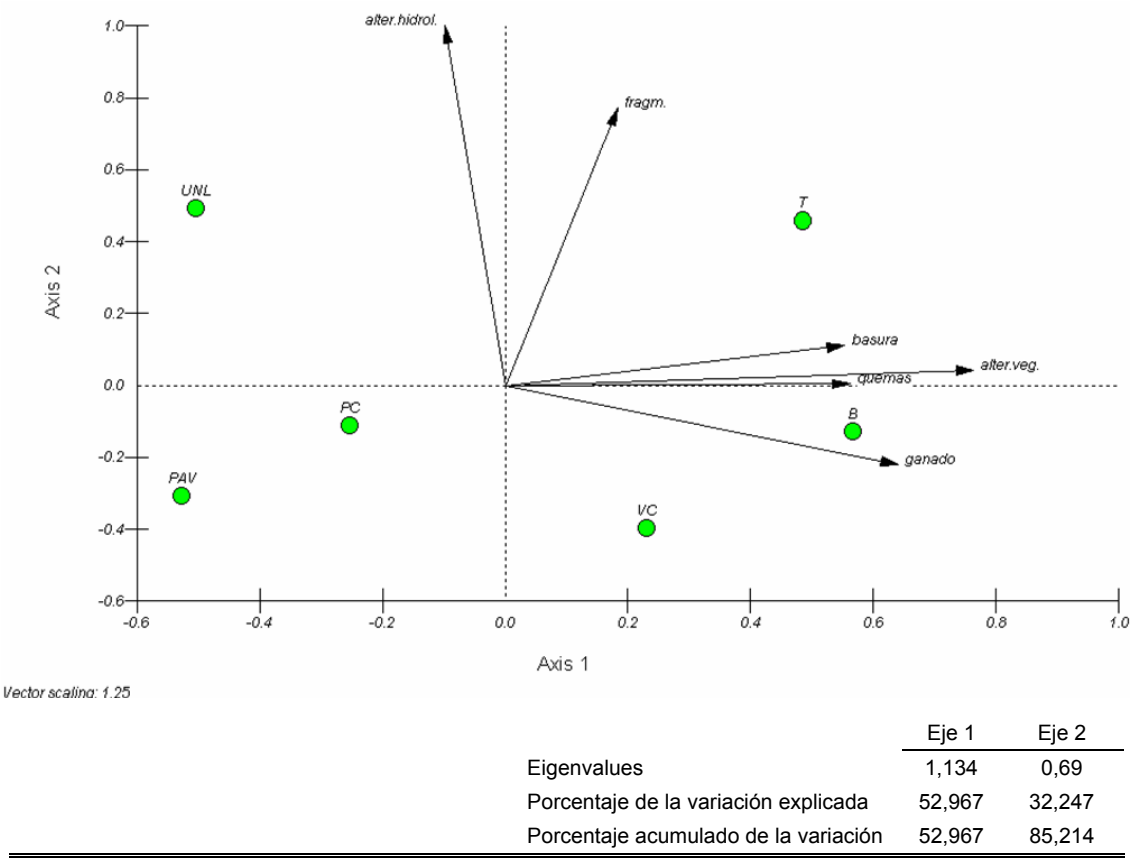


Figura 22. Biplot del análisis de componentes principales utilizando los datos de alteraciones ambientales. Referencias: *quemar*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación, impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios. También se brinda la información sobre los eigenvalues y el porcentaje de la varianza explicada los por ejes 1 y 2, así como el porcentaje acumulado de la varianza.

Similitud de los sitios muestreados sobre la base del ensamble de anuros que soportan.

La agrupación de los ambientes sobre la base de las capturas de las ocho especies de anfibios (Figuras 23 y 24) no coincidió con la basada en las alteraciones ambientales (Figuras 21 y 22). En el caso del dendograma construido mediante los datos de capturas de los anfibios, se puede observar que UNL es el ambiente que se distingue formando un grupo separado (Figura 23); separándose también sobre el eje 1 del ACP, probablemente por los valores que en este ambiente alcanzaron las capturas de ejemplares de *S. nasicus* y *S. squalirostris*, así como la falta de capturas de *H. punctatus* y las pocas capturas de *D. sanborni* en este ambiente (Figura 24). Justamente, estas cuatro especies aportaron más del 90% de la variación observada sobre el eje 1 (36,4%, 8,32%, 31,7%, 14,5% respectivamente). De los cinco ambientes restantes, se distingue un subgrupo formado por T y B tanto en el biplot (Figura 24) como en el dendograma (Figura 23). Esto quiere decir que, la similitud de los dos ambientes más modificados (debido al grado y los tipos de alteración que los caracterizan), se encontró acompañada por una mayor semejanza en relación al ensamble de anfibios que soportan. En este caso, la separación de T y B sobre el eje 2 se debe a las numerosas capturas de *D. sanborni*, especie que aporta el 17,14% de la variación sobre esta dimensión, así como el menor número de capturas de *S. nasicus* y *H. punctatus* en comparación con VC, PC y PAV (estas dos especies aportan, respectivamente, el 23,24% y 31,81 de la variación sobre el eje 2). Otro grupo, formado por VC, PC y PAV, puede diferenciarse en ambos gráficos (Figuras 23 y 24). De este último grupo, en el biplot del ACP se puede observar que la asociación se ve influenciada por los vectores de *H. punctatus* e *H. raniceps* (11,08% de la variación sobre el eje 2) principalmente (especies muy poco abundantes en los dos ambientes más alterados: T y B). Estos ambientes (VC, PC y PAV) se contraponen con UNL debido al peso de las capturas de *S. nasicus* en la reserva universitaria y, en menor medida, debido a la importancia de las capturas de su cogenérica *S. squalirostris*.

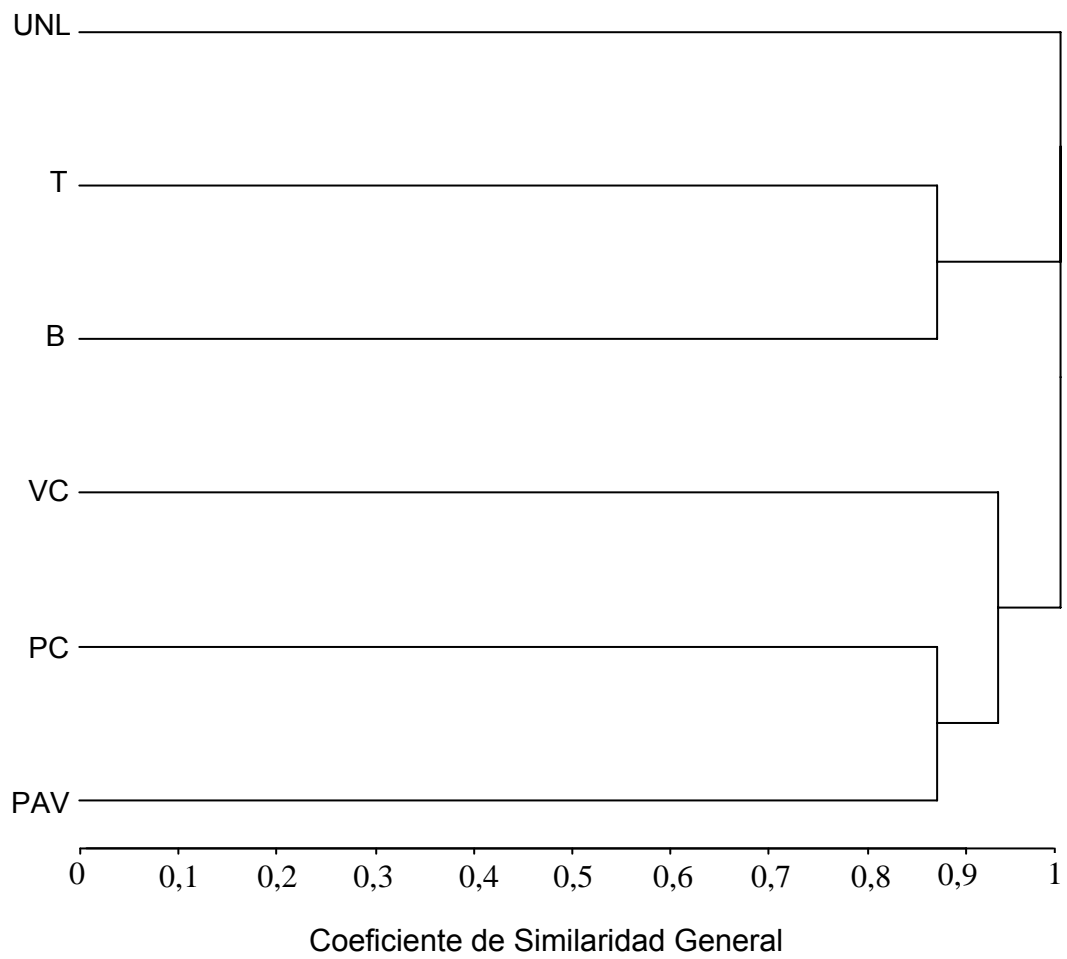


Figura 23. Dendrograma de asociación de los seis ambientes muestreados en base a las capturas de las especies de anfibios.

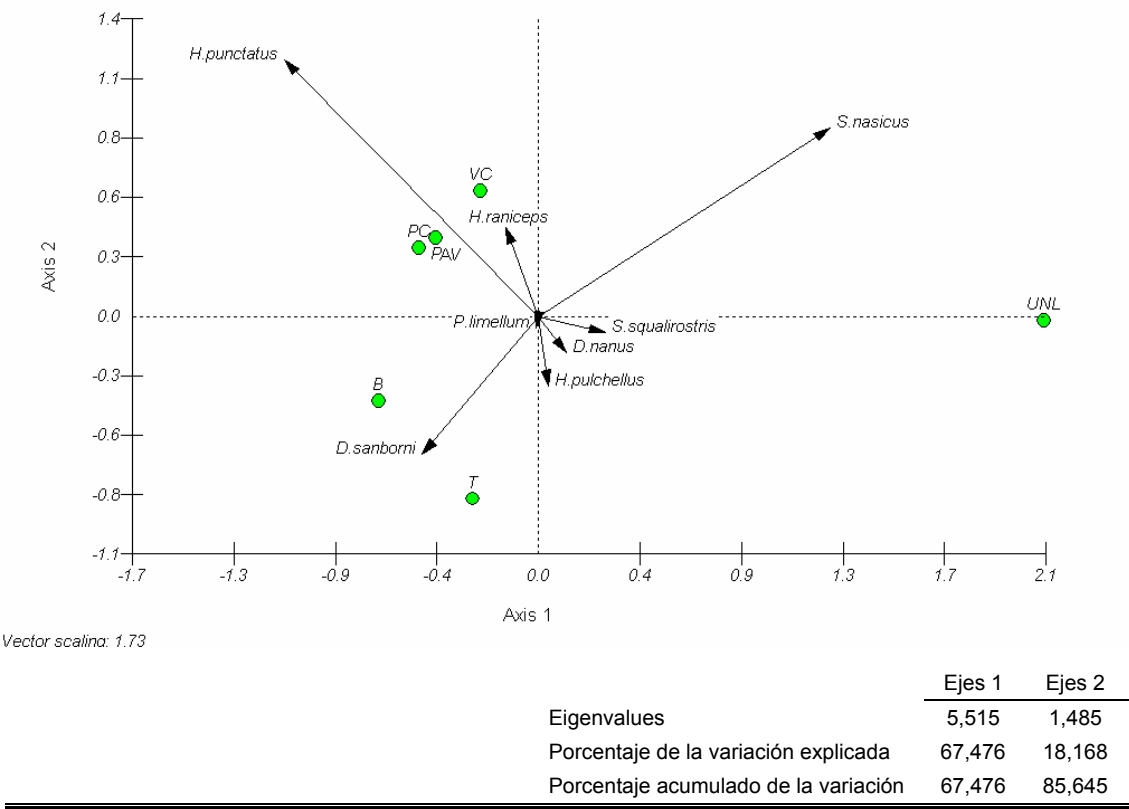


Figura 24. Biplot del análisis de componentes principales utilizando los datos de las capturas de ejemplares adultos de las ocho especies de hílidos en los seis ambientes muestreados. También se brinda la información sobre los eigenvalues y el porcentaje de la varianza explicada los por ejes 1 y 2, así como el porcentaje acumulado de la varianza.

Relación entre la presencia y abundancia de las especies y las alteraciones ambientales.

Según los resultados del RDA (Figura 25), *H. punctatus*, *H. raniceps* y *S. nasicus* son las especies menos representadas en los ambientes alterados, aunque se puede observar una asociación sobre el eje 1 de *S. nasicus* con los vectores de la alteración de la hidrología y la fragmentación. Como se mencionó anteriormente, *H. punctatus* e *H. raniceps* son dos especies con una mayor ocurrencia en PAV y PC, un ambiente prístino (o al menos sin alteración evidente) y otro sólo con alteraciones de muy baja graduación. En el caso de *S. nasicus*, la mayoría de las capturas fueron en la reserva universitaria (UNL), ambiente que poseía alteraciones de dos tipos, hidrológica y de fragmentación, pero que fuera de estos problemas se encontraba un buen estado de conservación. Además, en los únicos dos ambientes en los que no se capturaron ejemplares de *S. nasicus* fueron los dos sitios más alterados, T y B. También *D. nanus* y *S. squalirostris* tuvieron una asociación con los vectores de alteración hidrológica y fragmentación.

Sobre el eje 2 (Figura 25), en el que se puede diferenciar una variación en el grado de alteración ambiental, se observa que, si bien *H. pulchellus* no se asocia con un tipo específico de alteración, es una especie más abundante en ambientes alterados.

Por otro lado, *D. sanborni* es una especie frecuente en ambientes con diferentes tipos de alteración (presencia de basura, quemas, vegetación deteriorada y presencia de ganado), siendo los dos sitios donde se registraron la mayor cantidad de capturas precisamente los dos ambientes más alterados, B y T.

Por último, la correlación de *P. limellum* con la presencia o ausencia de alteración ambiental es baja (Figura 25). Esta especie fue capturada abundantemente en todos los ambientes, por lo que parecería no verse afectada por las diferencias en los tipos y grados de alteración ambiental presentes en los sitios estudiados.

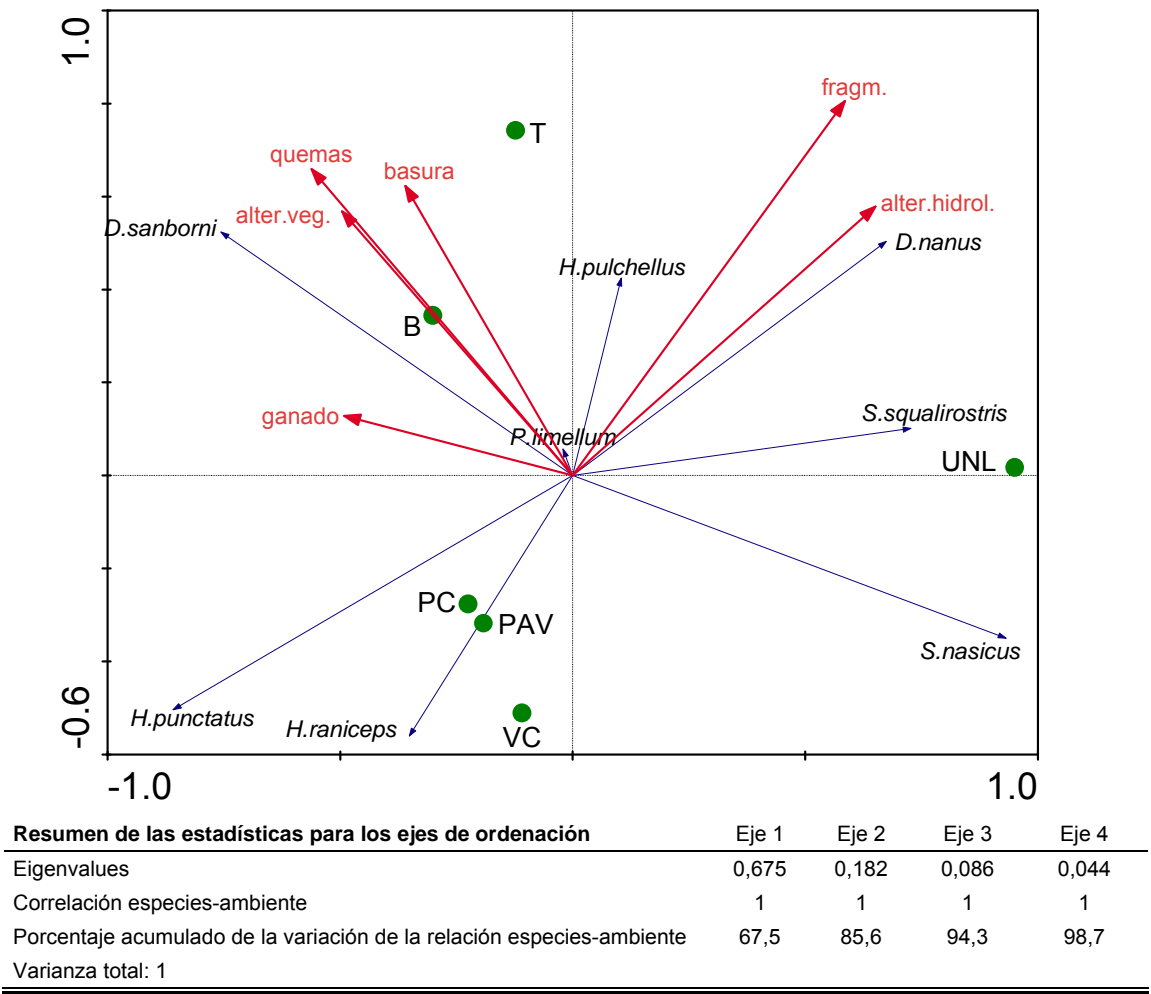


Figura 25. Triplot del análisis de redundancia en base a las capturas de los anfibios y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados. Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,675; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 1; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: *quemas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación, impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

3.3. Análisis de la oferta trófica

Análisis a nivel de Orden.

Al considerar los resultados de la disponibilidad de presas a nivel de orden, para todo el período muestreado (sin discriminar por meses) (Anexo, Tabla 28), se puede observar que Diptera resulta el orden más importante en los seis ambientes, representando su abundancia entre el 32% y el 51% del total de las capturas dependiendo del sitio. Hemiptera también resultó un orden abundante para todos los ambientes (entre 12% y el 25% según el sitio). En B, tanto Orthoptera como Coleoptera fueron abundantes en la oferta trófica (13% y 12% respectivamente). Este fue el único ambiente donde Orthoptera alcanzó una abundancia superior al 10%, influenciado por la gran cantidad de larvas de este orden capturadas durante el mes de noviembre. Sin embargo, tanto en PC como en T, Orthoptera representó casi el 9% de las capturas. Coleoptera también fue abundante en VC (10%), al igual que Acari (11%), único taxón de artrópodo fuera de la clase Insecta en superar el 10% de la abundancia relativa de ítems de un ambiente. En T, Collembola representó el 12% de las capturas, solo superado por PAV, donde representó el 21%. En tanto Hymenoptera solo representó más del 10% de las capturas en UNL, debido principalmente a la abundancia de hormigas.

Análisis a nivel de Familia.

Al analizar las familias de artrópodos que constituyeron los ítems más numerosos (Anexo, Tabla 28), se observa que Chironomidae (Diptera) fue la única en representar más del 10% de las capturas en todos los ambientes (entre el 11% y el 29%). Culicidae (Diptera) también superó un décimo de la abundancia relativa de familias de artrópodos en PAV, PC y UNL (15%, 11% y 14% respectivamente). Continuando con los dípteros, Muscidae representó el 15% de las capturas en VC; y también fue importante en PAV y PC, donde alcanzó alrededor del 9%. En B, Tettigonidae (Orthoptera) representó el 12% de las capturas. En PAV, Sminthuridae (Collembola) fue parte significativa de la oferta ambiental (16%), mientras que otra familia de colémbolos, Entomobryidae, representó el 12% de la oferta en T. Las Cercopidae (Hemiptera) fueron otro ítem numeroso en T (11%). Por último, en UNL, Formicidae (Hymenoptera) resultó una presa abundante, alcanzando casi el 11% de la abundancia relativa.

Variación temporal de la oferta en los por ambiente.

Si se examina la evolución temporal en la abundancia relativa de los ítems de la oferta trófica en VC (Anexo, Tabla 29), se observa que en noviembre se registraron tres familias de insectos que en conjunto representan más del 34% de las capturas; dos de coleópteros, Chrysomelidae (14%) y Curculionidae (10%), y una de himenópteros, Formicidae (10%). También fueron importantes las arañas (Araneae = 10%). En diciembre, otro representante de la clase Arachnida, Acari, obtuvo una abundancia elevada (29%), pero fueron los Chironomidae el ítem con mayor abundancia durante este mes (38%). Durante enero, Muscidae, Dolichopodidae y Culicidae (Diptera) representaron casi el 56% de las capturas (30%, 16% y 10% respectivamente). Muscidae continuó siendo uno de los ítems más numerosos hasta abril (10% en febrero, 24% en marzo y 16% en abril), mientras que Culicidae solo volvió a superar el 10% de la abundancia relativa en el mes de marzo (13%). En febrero también fueron significativas las capturas de Acari (26%), Aphididae (13%, Hemiptera) y Entomobryidae (10%). Chironomidae volvió a representar un porcentaje relativo importante de las capturas el mes de abril, mientras que Sminthuridae superó por primera vez el 10% en este mes (11% en abril para ambos ítems).

Como se mencionó arriba, en el mes de noviembre, las larvas de Coleoptera alcanzaron en B el 45% de la abundancia relativa (Anexo, Tabla 29). Ese mismo mes, también fue significativa en este ambiente la abundancia de Culicidae (21%). Durante el mes de diciembre se registró una explosión en la cantidad de Tettigonidae (36%), que continuó siendo abundante en enero (22%), aunque se sumaron por su abundancia relativa durante este mes, los dípteros Muscidae (13%) y Dolichopodidae (11%). En febrero, los ítems más importantes resultaron Acari (18%), Chironomidae (11%), Entomobryidae (10%) y Plataspididae (10%, Hemiptera). Acari continuó con una gran abundancia durante marzo (14%), mes en el que se volvió a registrar una elevada cantidad de Culicidae (10%) y por única vez resultó ser un ítem importante Phlaeotripidae (28%, Thysanoptera). En concordancia con lo ocurrido en VC, en B Chironomidae volvió a representar el ítem más numeroso de abril, pero en este caso alcanzó el 41% de la abundancia relativa.

En T (Anexo, Tabla 29), dos familias de hemípteros (Cicadellidae 15% y Cercopidae 13%) y dos de dípteros (Muscidae 16% y Chloropidae 11%) sumaron casi el 56% de las capturas del mes de noviembre. Cercopidae también representó un ítem abundante en la oferta de los meses de diciembre (16%), enero (13%), febrero (8%) y marzo (12%); mientras que Cicadellidae lo fue para los meses de diciembre (9%) y marzo (12%). En diciembre, también se registró una abundancia importante de Culicidae y Chironomidae (19% cada uno). Chironomidae volvió a superar el 10% de la

abundancia relativa en la oferta trófica de febrero (11%), marzo (15%) y abril (11%). Otro ítem presa numeroso durante enero estuvo representado Entomobryidae, que alcanzó el 12% de las capturas de ese mes y también representó 15% de las capturas de febrero y el 33% de las de marzo. En febrero, los ortópteros Tettigonidae fueron otro de los ítems abundantes (15%); y en abril los Culicidae volvieron a alcanzar un porcentaje elevado en las capturas, acompañados por Phlaeotripidae y larvas de Heteroptera (Hemiptera) (10% en los tres casos).

En la reserva universitaria (UNL) (Anexo, Tabla 30), durante el mes de noviembre, la mayor cantidad de artrópodos de la oferta estuvo representada por los insectos de las familias Chironomidae (38%), Lygaeidae (16%, Hemiptera) y Phlaeotripidae (11%). Chironomidae continuó siendo uno de los ítems más abundantes en este ambiente en diciembre (30%) y durante el resto del muestreo (21% en enero, 34% en febrero, 21% en marzo y 32% en abril). En diciembre también fueron importantes Culicidae (18%) y Entomobryidae (15%). En enero los himenópteros Formicidae alcanzaron el 16% de la abundancia relativa, las arañas (Araneae) el 12% y los hemípteros Berytidae el 13%. Formicidae y Araneae volvieron a ser un componente numeroso en la oferta trófica de este ambiente durante el mes de marzo (13% y 23% respectivamente). Formicidae también representó el 9% de las capturas de febrero, mes en el que se registró la mayor proporción de Culicidae (21%). Estos dípteros (Culicidae) continuaron representando una elevada proporción de la oferta durante marzo y abril (10% y 27% respectivamente).

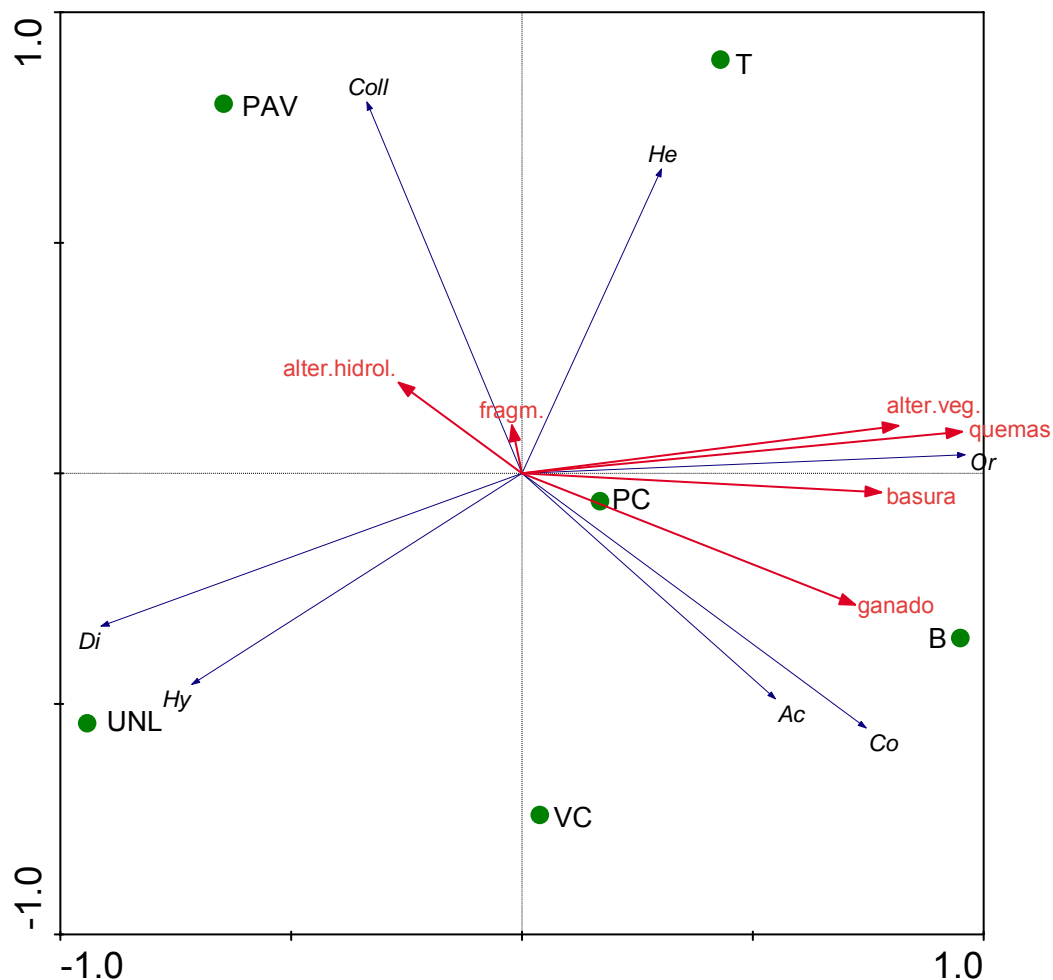
En el mes de noviembre, en PC (Anexo, Tabla 30), los ítems presa en los que se registraron las mayores abundancias relativas fueron Culicidae (23%), Muscidae (11%) y Cicadellidae (14%). En el mes de diciembre, coincidiendo con lo ocurrido en otros ambientes, el díptero con mayor participación en la oferta trófica fue Chironomidae (23%), acompañado por Acari y Plataspididae que también tuvieron una significativa contribución a la oferta de este mes (22% y 11% respectivamente). Los Plataspididae también representaron el 9% de los registros de enero, mes en el que Tettigonidae alcanzó una proporción del 13%, Muscidae del 12% y Dolichopodidae del 10%. Los ácaros volvieron a ser importantes en la muestra de febrero (12%) al igual que los Cicadellidae (19%). En este mes, Sminthuridae representó el 11% de las capturas. Dos dípteros, Culicidae (20%) y Chironomidae (16%) resultaron los ítems más numerosos de marzo. En abril, Chironomidae registró la proporción más elevada entre los ítems presa (25%), seguido por Muscidae (16%) y Sminthuridae (12%).

En el ambiente menos alterado de entre los sitios muestreados, PAV (Anexo, Tabla 30), en el mes de noviembre Muscidae registró el 30% de las capturas. Esta familia fue seguida en importancia por Phlaeotripidae, con un 21% y Chironomidae,

con un 10%. Por su parte, Chironomidae fue una presa que permaneció con una elevada abundancia relativa durante casi todo el período considerado (12% en diciembre, 10% en enero, 11% en febrero y 20% en marzo). En diciembre, Culicidae fue el ítem presa más importante (39%). Durante enero, el más numeroso fue Sminthuridae (26%), aunque también contribuyeron Muscidae (12%) y Cicadellidae (10%). Tanto Sminthuridae como Entomobryidae resultaron abundantes en la oferta de febrero (13% y 10% respectivamente), así como Acari (16%), que solo durante este mes superó el 2% de la abundancia relativa en PAV. Sminthuridae continuó siendo un ítem mayoritario durante los dos meses restantes (26% en marzo y 28% en abril). En marzo, también contribuyeron de manera significativa a la oferta Culicidae (22%) y Coenagrionidae (11%, Odonata). Por último, en el mes de abril hay que agregar a los Sminthuridae previamente mencionados, los Dolichopodidae (15%), Culicidae (11%) y Cicadellidae (10%).

Análisis de la relación entre la oferta trófica y la alteración ambiental.

En el triplot del RDA (Figura 26) se puede observar que Collembola es el artrópodo menos abundante en los ambientes más alterados (Anexo, Tabla 28). La relación de Hymenoptera con la alteración hidrológica y el grado de fragmentación del hábitat se relaciona con la importancia que tuvo este taxón en la oferta de UNL, particularmente la abundancia de Formicidae (Anexo, Tabla 28). Por otro lado, dípteros fueron abundantes en todos los ambientes, por lo que no se observó una relación clara de su presencia con algún tipo de alteración ambiental, aunque su menor abundancia se registró en los dos sitios más alterados (B y T). Los Heteroptera también fueron abundantes en todos los ambientes, pero su mayor registro en T lleva a la asociación de estos insectos con una mayor alteración en el gráfico. La disposición de Acari y Coleoptera en relación al vector de presencia de ganado se debe a la elevada proporción alcanzada por estos ítems presa en VC (Anexo, Tabla 28). Por su parte, la presencia de Orthoptera, que alcanzó su mayor proporción en dos de los ambientes más alterados, B y T, se relacionó con los vectores de la alteración vegetal, presencia de basura y quemadas.



Resumen de las estadísticas para los ejes de ordenación	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Eigenvalues	0,499	0,288	0,152	0,045
Correlación especies-ambiente	1	1	1	1
Porcentaje acumulado de la variación de la relación especies-ambiente	49,9	78,7	93,9	98,4
Varianza total: 1				

Figura 26. Triplot del análisis de redundancia en base a los ordenes de la oferta ambiental más importantes (aquellos que superaron 10% de la abundancia relativa en alguno de los seis ambientes) y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados. Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,499; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 1; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: Ac = Acari; Coll = Collembola; Co = Coleoptera; Di = Diptera; He = Hemiptera; Hy = Hymenoptera; Or = Orthoptera; *quemas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por

efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

Comparaciones de diversidad, equitatividad, riqueza y amplitud de nicho.

Al comparar la diversidad (Tabla 5), equitatividad (Tabla 6), riqueza (Tabla 7) y amplitud del nicho (Tabla 8) de la oferta trófica tanto entre los seis ambientes estudiados como entre los meses muestreados, no se encontraron diferencias significativas (Tabla 9). Tampoco se halló una relación estadísticamente significativa entre las alteraciones ambientales y la diversidad presas de la oferta trófica ($R^2=0,196$; $p=0,379$), su equitatividad ($R^2=0,27$; $p=0,291$), riqueza ($R^2=0,371$; $p=0,199$) y amplitud del nicho ($R^2=0,24$; $p=0,324$).

H	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	2.965	1.991	2.42	2.753	2.274	2.761	2.86
dic	1.925	2.363	2.36	2.348	2.347	2.64	2.656
ene	2.529	2.944	2.706	2.971	2.619	2.964	3.141
feb	2.604	2.844	2.713	3.048	2.292	2.662	3.116
mar	2.75	2.587	2.159	2.759	2.314	2.298	2.866
abr	2.982	2.22	2.537	2.418	2.288	3.077	3.094
Total	2.96	3.164	2.874	3.063	2.572	3.041	3.145

Tabla 5. Diversidad de Shannon-Weaver (H) calculada para la oferta trófica en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

E	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	0.809	0.547	0.613	0.768	0.594	0.783	0.665
dic	0.555	0.717	0.636	0.697	0.683	0.731	0.663
ene	0.7	0.783	0.666	0.781	0.763	0.821	0.719
feb	0.739	0.788	0.746	0.751	0.703	0.761	0.717
mar	0.825	0.722	0.612	0.847	0.772	0.663	0.715
abr	0.826	0.801	0.693	0.794	0.638	0.799	0.741
Total	0.694	0.758	0.66	0.712	0.603	0.709	0.676

Tabla 6. Equitatividad (E) calculada para la oferta trófica en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

R	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	39	38	52	36	46	34	74
dic	32	27	41	29	31	37	55
ene	37	43	58	45	31	37	79
feb	34	37	38	58	26	33	77
mar	28	36	34	26	20	32	55
abr	37	16	39	21	36	47	65
Total	71	65	78	74	71	73	105

Tabla 7. Riqueza (R) de la oferta trófica en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

Nb	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	13.95	3.87	6.31	9.56	5.19	10.76	10.353
dic	4.113	5.886	5.351	7.423	6.479	8.819	8.381
ene	7.015	11.07	8.842	13.775	9.104	14.493	15.388
feb	8.452	11.97	11.363	12.296	5.6	10.878	14.742
mar	9.809	7.99	5.772	10.792	7.3	6.161	12.569
abr	13.483	5.141	7.546	7.966	5.313	15.972	14.552
Total	11.041	17.13	11.368	13.889	6.281	14.285	14.529

Tabla 8. Amplitud del nicho trófico (Nb) calculada para la oferta trófica en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

	ambientes		meses	
	KW	p	KW	p
D	9,213	0,1009	7,039	0,2178
E	9,817	0,0806	6,538	0,2574
R	6,937	0,2253	10,102	0,0724
Nb	9,282	0,0983	7,82	0,1664

Tabla 9. Resultados de los ANOVA no paramétricos (Kruskal-Wallis Test) para el análisis de la variación entre ambientes y entre meses de la diversidad, equitatividad, riqueza y amplitud de nicho de la oferta trófica. ambientes = diferencia entre los ambientes; meses = diferencia entre los meses; H = diversidad de Shannon-Weaver; E = equitatividad de Pielou; R = riqueza; Nb = amplitud del nicho trófico; KW = estadístico de Kruskal-Wallis Test; p = significancia estadística del análisis.

3.4. Dieta y selectividad trófica discriminada por especie

3.4.1. *Dendropsophus nanus*

Importancia relativa de las presas consumidas por D. nanus.

Según los valores del IRI%, Culicidae y Chironomidae resultaron ser las presas más importantes de esta especie (Figuras 27 a 32). Las arañas también obtuvieron un elevado valor del IRI% en la mayoría de los meses. En los dos ambientes menos alterados PAV y PC, las presas de mayor tamaño como arañas (Araneae), ortópteros (Tettigonidae) y hemípteros (Cicadellidae, Miridae) alcanzaron valores de importancia relativa en la dieta de *D. nanus* superior a los alcanzados en otros ambientes. Los Coenagrionidae, también presas de gran tamaño para estas ranas, fueron más importantes en la dieta de los ejemplares capturados en PAV y UNL. Elateridae y Chrysomelidae resultaron importantes en la dieta de *D. nanus* en los ambientes con presencia de ganado (VC y B); cabe recordar que en la oferta trófica, según el RDA (Figura 26) los coleópteros estuvieron asociados a la presencia de ganado.

A continuación se presentan las gráficas de los resultados del IRI% para *D. nanus* para los 6 sitios muestreados y discriminados por mes (Figuras 27 a 32):

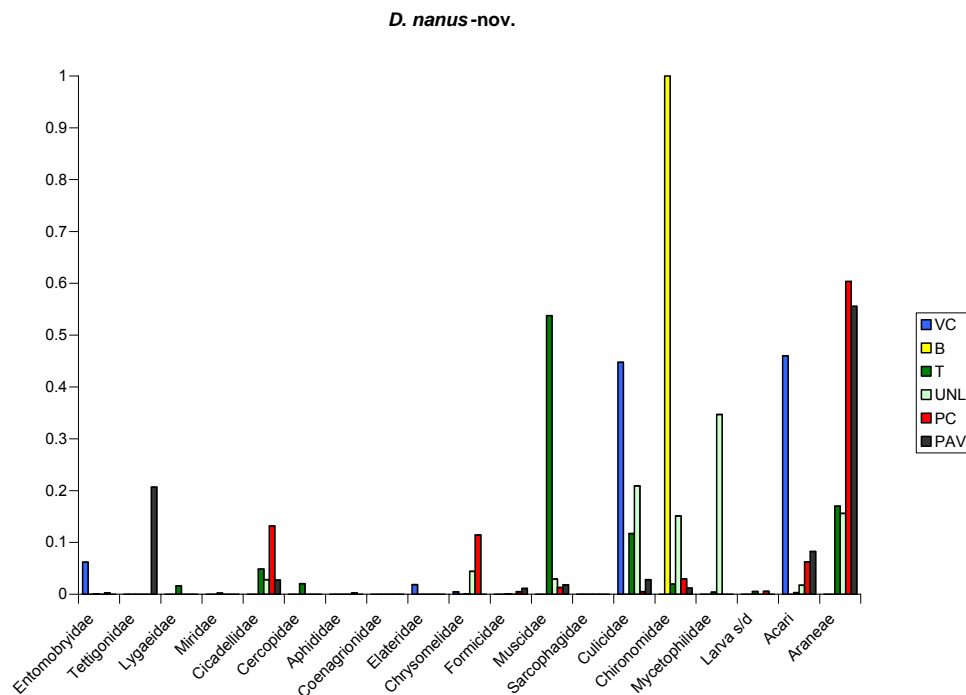


Figura 27. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. nanus* en el mes de noviembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

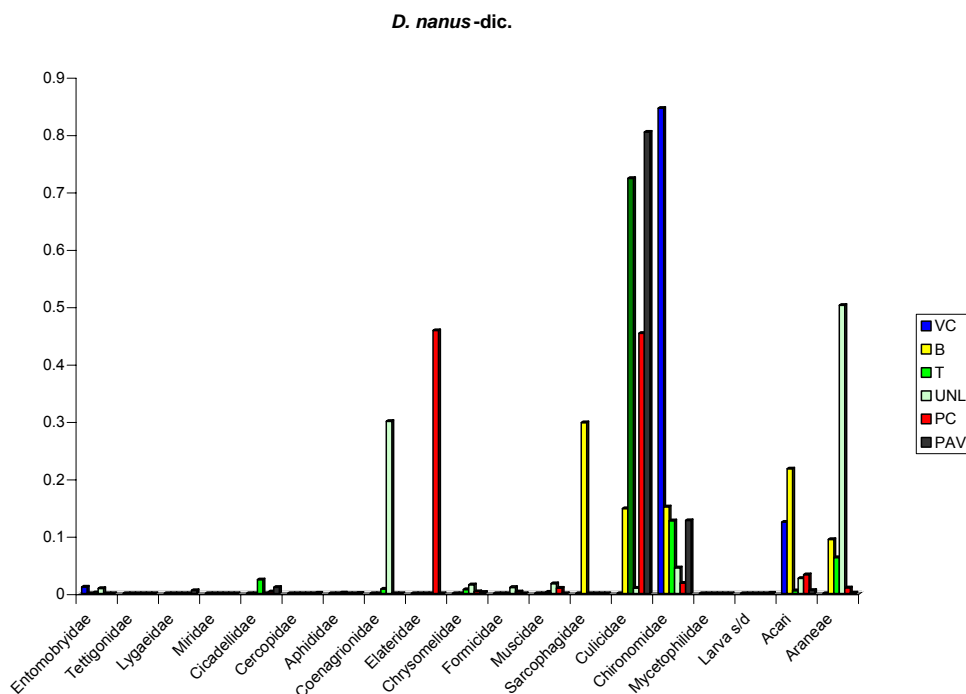


Figura 28. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. nanus* en el mes de diciembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

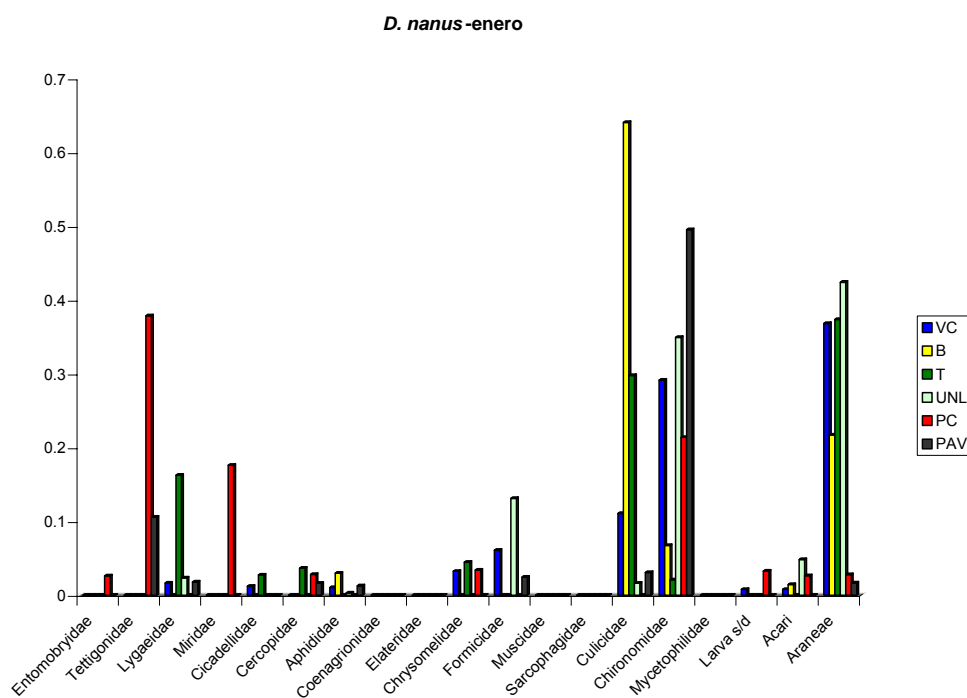


Figura 29. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. nanus* en el mes de enero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

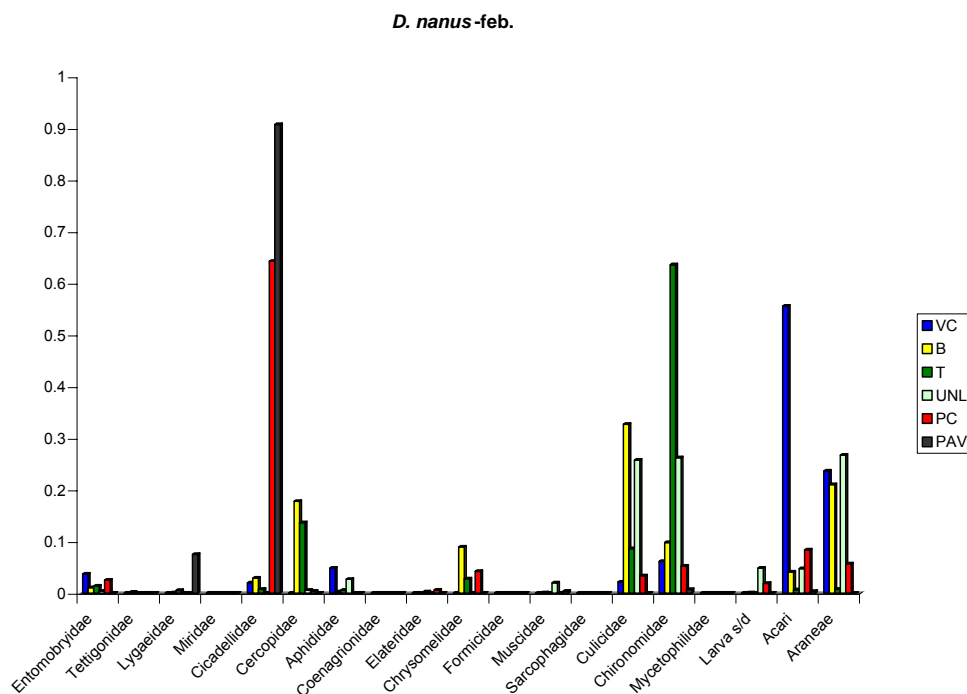


Figura 30. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. nanus* en el mes de febrero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

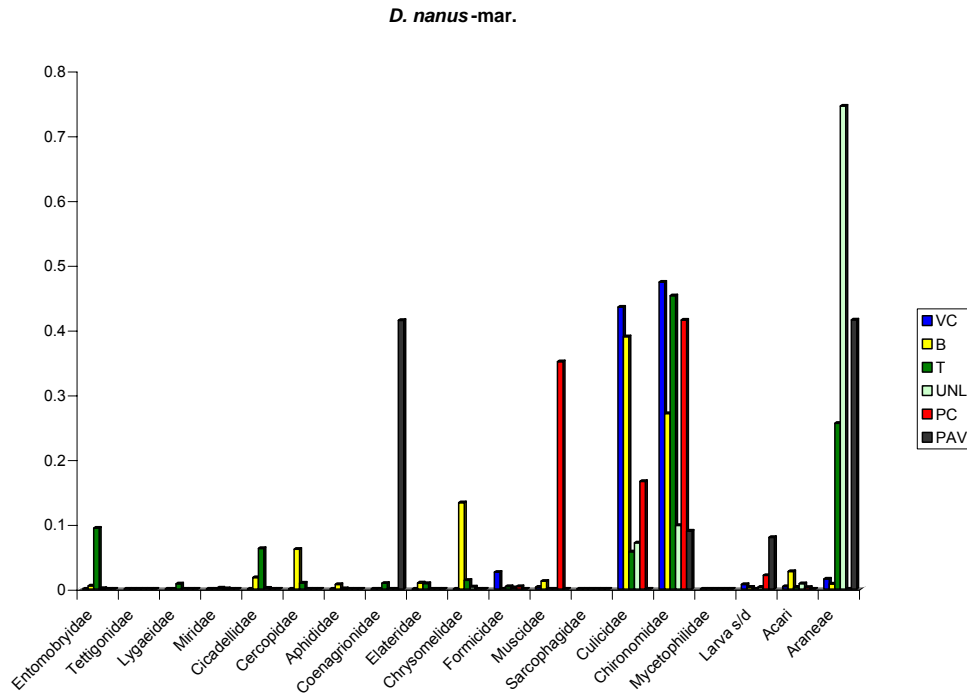


Figura 31. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. nanus* en el mes de marzo. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

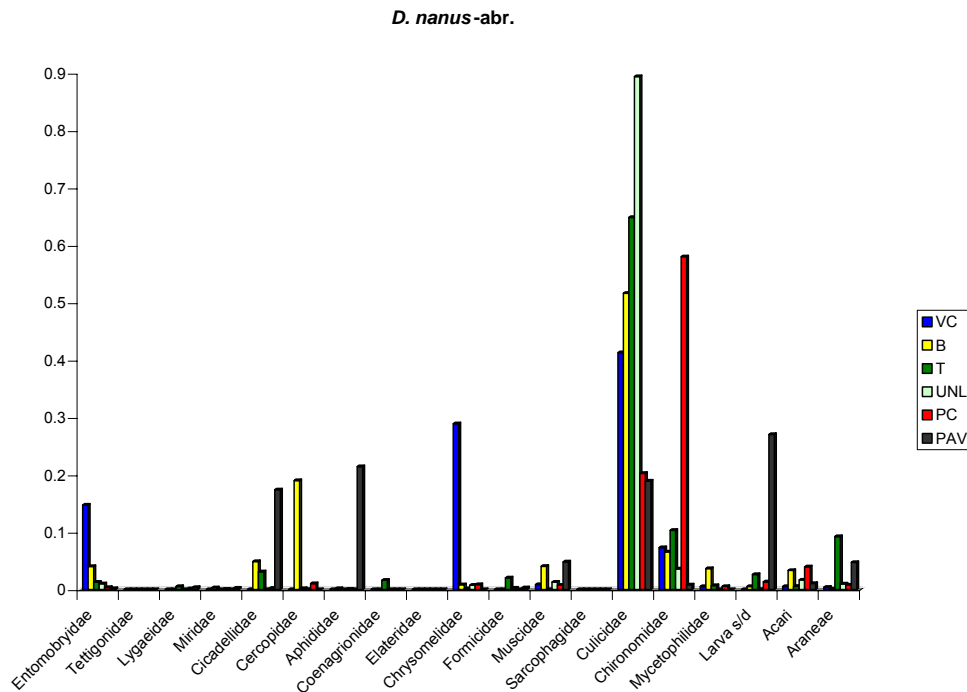


Figura 32. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. nanus* en el mes de abril. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

*Solapamiento trófico de *D. nanus* entre ambientes sobre la base del IRI%.*

Según los valores del IRI%, el grado de similitud de la dieta de *D. nanus* entre los seis ambientes muestreados fue muy elevado ($O_{jk}=0,796$) y superior al esperado por azar (media de los índices simulados: $O_{jk}=0,285$; $p[\text{observed} \geq \text{expected}] < 0.001$; $p[\text{observed} \leq \text{expected}] = 1$). Sin embargo, la similitud en la dieta fue mayor en los ambientes con un grado de alteración similar (Figura 33), tanto alterados como poco alterados. Así, entre VC, T y B la dieta tuvo un alto grado de similitud (Tabla 10) mientras que en PAV y PC se agruparon separadamente. UNL resultó ser el ambiente donde la dieta de *D. nanus* fue más diferente.

	B	T	UNL	PC	PAV
VC	0.91	0.84	0.72	0.80	0.65
B		0.94	0.75	0.80	0.70
T			0.85	0.84	0.78
UNL				0.72	0.79
PC					0.85

Tabla 10. Solapamiento de la dieta de *D. nanus* entre los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes para esta especie.

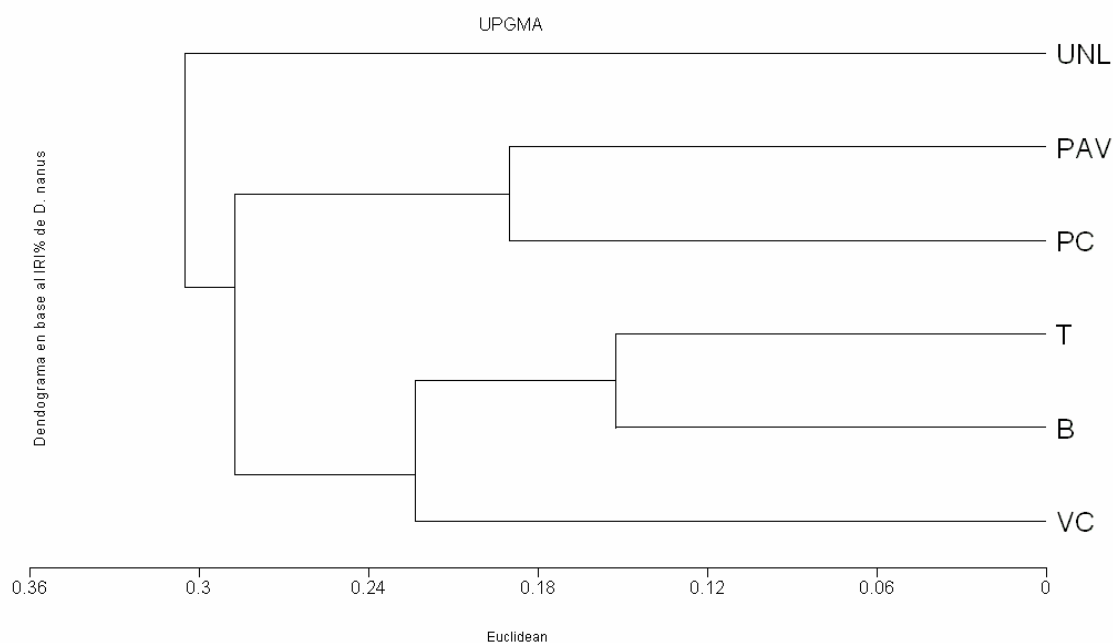


Figura 33. Agrupamiento de los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de *D. nanus*.

Selectividad trófica de D. nanus.

Sin discriminar por ambiente, las presas numéricamente más importantes de la dieta de *D. nanus* resultaron ser Chironomidae y Culicidae, seguidas por Araneae y Acari, y en un tercer lugar Entomobryidae. Para estos ítems el índice de selectividad de Jacobs arrojó en la mayoría de las ocasiones valores positivos, indicando un consumo por encima de la disponibilidad ambiental de estas presas (Anexo, Tablas 31 y 32). El 36,96% de las veces en que un ítem presa superó el 10% de la abundancia relativa en la dieta de *D. nanus* (para un ambiente y un mes determinado), la abundancia relativa de ese ítem presa en el ambiente también superó el 10%. En el 58,82% de estos casos, las ranas capturaron preferencialmente ese ítem presa ($D > 0,15$), el 23,53% de las veces lo consumieron según su disponibilidad ambiental ($-0,15 < D < 0,15$) y solo en el 17,65% de las ocasiones ese ítem presa fue consumido por debajo de su oferta ambiental ($D < -0,15$).

Las presas más importantes (más del 10% de la abundancia relativa) consumidas por *D. nanus* en VC, fueron todas seleccionadas positivamente (Entomobryidae, Chrysomelidae, Culicidae, Chironomidae y Acari). Tanto Acari en diciembre y febrero, como Chironomidae en diciembre y abril, resultaron también abundantes en la oferta ambiental pero, a excepción de Chironomidae en abril, *D. nanus* consumió estas presas por sobre su disponibilidad ambiental ($D > 0,15$). Los seis ítems presas restantes que también fueron numerosos en el ambiente fueron evitados por esta especie ($D < -0,15$).

En B, los ítems importantes de la dieta también fueron capturados selectivamente: Entomobryidae, Cercopidae, Aphididae, Sarcophagidae (Diptera), Culicidae, Chironomidae, Acari y Araneae (en todos $D > 0,15$); exceptuando a Chironomidae durante el mes de febrero, mes en el que la abundancia de esta presa en el ambiente hizo que, siendo un ítem numeroso también en la dieta, fueran consumidos proporcionalmente a su disponibilidad ($D = 0,046$). No ocurrió lo mismo en marzo con Culicidae, que más allá de su abundancia en la oferta, fue seleccionada positivamente por *D. nanus* ($D = 0,467$). El resto de los artrópodos importantes en la oferta fueron consumidos por debajo de su disponibilidad ambiental ($D < -0,15$).

En T hubo siete presas numéricamente representativas en la dieta de *D. nanus* durante el muestreo: Entomobryidae, Lygaeidae, Cercopidae, Muscidae, Culicidae, Chironomidae y Araneae. Sin embargo, Chironomidae fue también abundante en el ambiente cada vez que resultó un componente numeroso en la dieta. En dos de los cuatro meses en que ocurrió esto, *D. nanus* consumió incluso por sobre su disponibilidad ambiental esta familia de dípteros (febrero: $D = 0,684$; marzo: $D = 0,468$), pero en los dos meses restantes no se evidenció una marcada selectividad, ni

positiva ni negativa (diciembre: $D = -0,102$; abril: $D = 0,133$). Muscidae y Culicidae también fueron presas abundantes en la oferta trófica de noviembre y diciembre, pero la selectividad en el consumo de estas presas fue positiva ($D > 0,15$). En cambio, Entomobryidae, que en marzo resultó ser un componente numeroso en la dieta de *D. nanus* y un ítem presa abundante en la oferta, fue consumido por debajo de su disponibilidad ambiental ($D = -0,451$). El resto de los meses en los que una presa fue importante en la dieta de *D. nanus*, ésta fue seleccionada positivamente sobre la oferta ambiental. Y cuando un artrópodo fue abundante solo en el ambiente, éste ítem fue consumido por debajo de su disponibilidad.

Araneae, Acari, Mycetophilidae (Diptera), Chironomidae, Culicidae y Chrysomelidae, fueron los componentes numéricamente más representativos de la dieta de *D. nanus* en UNL. De estos, Acari, Mycetophilidae y Chrysomelidae fueron seleccionados positivamente en todos los meses en los que resultaron componente importante de la dieta. En cambio, Chironomidae, que también resultó abundante en la oferta cada vez que lo fue en la dieta, fue consumida por debajo de su disponibilidad en noviembre y febrero ($D = -0,484$ y $-0,335$ respectivamente) y solo en marzo no se registró una marcada selectividad negativa ($D = -0,147$). Durante los meses de marzo y abril, en los que Culicidae resultó importante tanto en la dieta como en la oferta ambiental, el índice de Jacobs dio positivo ($D > 0,15$), indicando una selección sobre esta familia de dípteros. Sin embargo, en febrero, mes en el que también Culicidae fue abundante en la dieta y el ambiente, el índice no indicó una selección sobre estas presas ($-0,15 < D < 0,15$). En tanto Araneae, fue seleccionado positivamente de noviembre a marzo, incluso, tras haber resultado un componente numeroso de la oferta ambiental durante el último mes.

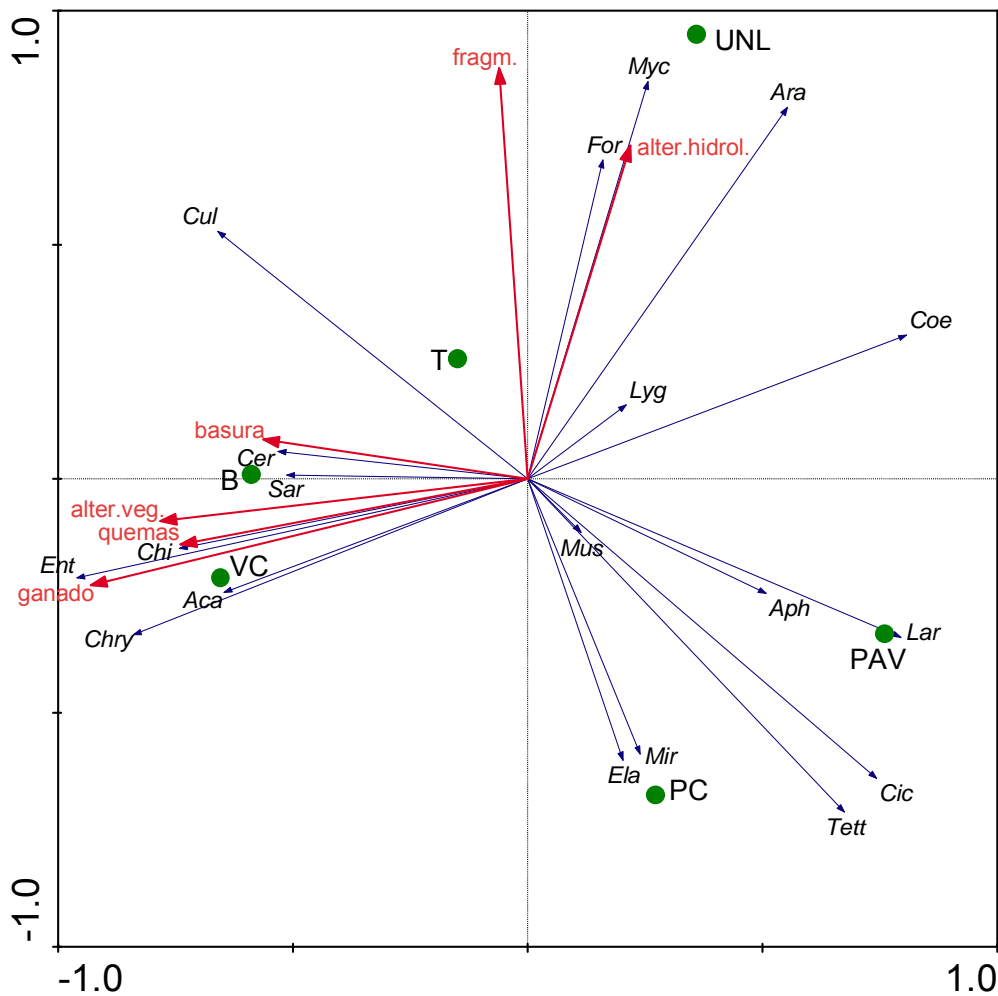
En PC, nuevamente Chrysomelidae, Muscidae, Culicidae, Chironomidae, Acari y Araneae resultaron presas importantes en la dieta de *D. nanus*; a las que deben agregarse Sminthuridae, Cicadellidae, Miridae (Hemiptera) y Elateridae (Coleoptera), los últimos dos consumidos con marcada preferencia por parte de *D. nanus*. También fueron seleccionados positivamente Araneae, Chrysomelidae, Sminthuridae y Muscidae en marzo. Chironomidae, numerosos en la dieta de *D. nanus* en enero, marzo y abril, también resultó abundante en la oferta de los dos últimos meses, aunque esto no fue en detrimento de la preferencia por el consumo de esta familia de díptero ($D = 0,713$; $0,474$ y $0,344$ respectivamente). En diciembre, los quironómidos fueron importantes solo en el ambiente y consumidos por debajo de su disponibilidad ($D = -0,677$). En el caso de los ácaros, durante noviembre hubo una marcada preferencia de *D. nanus* por este ítem ($D = 0,965$). Ya en diciembre, cuando Acari resultó abundante en la oferta trófica, éstas presas fueron consumidas por debajo de

su disponibilidad ambiental ($D = -0,399$), mientras que en febrero, fueron consumidas conforme a su disponibilidad ($D = 0,054$), siendo abundantes tanto en dieta como en oferta. Con Culicidae, la relación dieta/oferta también fue cambiando con los meses. En noviembre, los Culicidae fueron abundantes en el ambiente y consumidos por debajo de su disponibilidad. En diciembre y abril, estas presas resultaron un componente numeroso en la dieta y fueron seleccionadas positivamente, mientras que en marzo, si bien este ítem fue importante en la dieta, lo fue más en el ambiente, por lo que el índice de Jacobs resultó negativo ($D < -0,15$). En el caso de los Muscidae, solo en marzo se registró una preferencia por el consumo de esta presa, resultando en una selección negativa en los meses en los que fueron un componente significativo de la oferta trófica (noviembre, enero y abril). Con Sminthuridae ocurrió algo similar; esta presa fue abundante en la dieta y preferida durante el mes de marzo, y abundante en el ambiente y subconsumida en los meses de febrero y abril. Por último, Cicadellidae fue abundante en el ambiente cada vez que lo fue en la dieta de *D. nanus* y en noviembre no se encontró una preferencia por esta presa, aunque si fue positiva la selección de este hemíptero en febrero.

En PAV, Tettigonidae, Lygaeidae, Aphididae, Tipulidae (Diptera), Larvas sin determinar (Larvas s/d), Araneae, Coenagrionidae y Cicadellidae fueron consumidos preferentemente; Coenagrionidae fue seleccionado positivamente aunque su abundancia en la oferta era importante ($D = 0,339$) y para Cicadellidae no se encontró preferencia cuando resultó un componente numeroso en la oferta trófica, en noviembre ($D = -0,038$), aunque sí en el mes de febrero ($D = 0,935$), cuando fue importante solo en la dieta de *D. nanus*. En el caso de los Culicidae, en los dos meses en los que este ítem resultó abundante tanto en la dieta de las ranas como en la oferta ambiental, diciembre y abril, fueron seleccionados positivamente ($D > 0,15$). En marzo, cuando los Culicidae solo resultaron abundantes en el ambiente, *D. nanus* no consumió este ítem ($D = -1$). Los ácaros fueron fuertemente seleccionados solo en noviembre ($D = 0,957$). En febrero, mes en el que su abundancia relativa en el ambiente alcanzó el 16%, los ácaros fueron consumidos por debajo de su proporción en la oferta. *D. nanus* consumió colémbolos en PAV por debajo de su disponibilidad ambiental (Sminthuridae; enero: $D = -0,603$; febrero: $D = -1$; marzo: $D = -1$ y abril: $D = -0,891$), aunque éstos hayan sido particularmente abundantes en este sitio. En cambio, prefirió el consumo de otras presas de gran tamaño como los ortópteros Tettigonidae ($D = 0,766$) y los dípteros Tipulidae ($D = 0,996$), que solo fueron seleccionados positivamente en este ambiente.

Análisis de la relación entre la dieta de D. nanus y la alteración ambiental.

En el triplot del RDA (Figura 34) se puede observar que la presencia de Mycetophilidae, Formicidae y Araneae en la dieta de *D. nanus* se asoció con la alteración hidrológica y la fragmentación. Estas presas fueron más importantes en la dieta de las ranas de UNL. La importancia para la alimentación de *D. nanus* de las moscas Sarcophagidae resultó asociado con la presencia de ganado y basura, ya que se dio en ambientes como VC y B. En tanto, Culicidae, Chironomidae, Entomobryidae, Acari, Cercopidae y Chrysomelidae también fueron presas importantes en ambientes alterados. Por otro lado, la importancia de un gran número de presas se relacionó con la menor alteración ambiental, casi todas ellas presas de gran tamaño; de ellas Elateridae y Miridae fueron importantes para *D. nanus* mayormente en PC, mientras que Tettigonidae, Larvas s/d, Coenagrionidae, Cicadellidae, Aphididae lo fueron principalmente en PAV y en menor medida en PC y UNL.



Resumen de las estadísticas para los ejes de ordenación	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Eigenvalues	0,441	0,303	0,154	0,073
Correlación especies-ambiente	1	1	1	1
Porcentaje acumulado de la variación de la relación especies-ambiente	44,1	74,4	89,8	97,1
Varianza total: 1				

Figura 34. Triplot del análisis de redundancia en base a las presas más importantes de la dieta de *D. nanus* según el IRI y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados en los que se capturaron ejemplares de esta especie (VC, B, T, UNL, PC y PAV). Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,441; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 1; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: Ent = Entomobryidae; Tett = Tettigonidae; Lyg = Lygaeidae; Mir = Miridae; Cic = Cicadellidae; Cer = Cercopidae; Aph = Aphididae; Coe = Coenagrionidae; Ela = Elateridae; Chry = Chrysomelidae; For = Formicidae; Mus = Muscidae; Sar = Sarcophagidae; Cul = Culicidae; Chi = Chironomidae; Myc = Mycetophilidae; Lar = Larva s/d; Aca = Acari; Ara = Araneae; *quemas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y

acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

3.4.2. *Dendropsophus sanborni*

Importancia relativa de las presas consumidas por D. sanborni.

Según los valores del IRI%, Muscidae, Culicidae y Chironomidae resultaron presas importantes en la dieta de *D. sanborni* a lo largo del período estudiado. Las moscas (Muscidae) resultaron ser las presas más importantes de esta especie en el mes de noviembre (Figura 35). En tanto, durante diciembre, marzo y abril, Culicidae y Chironomidae fueron las presas más importantes, con la única excepción de UNL en abril, donde Muscidae volvió a ser la principal presa (Figuras 39 y 40). La alimentación de *D. sanborni* varió muy poco entre los ambientes e incluso a lo largo del período muestreado.

A continuación se presentan las gráficas de los resultados del IRI% para *D. sanborni* en los diferentes ambientes y meses en los que se capturaron ejemplares (Figuras 35 a 40):

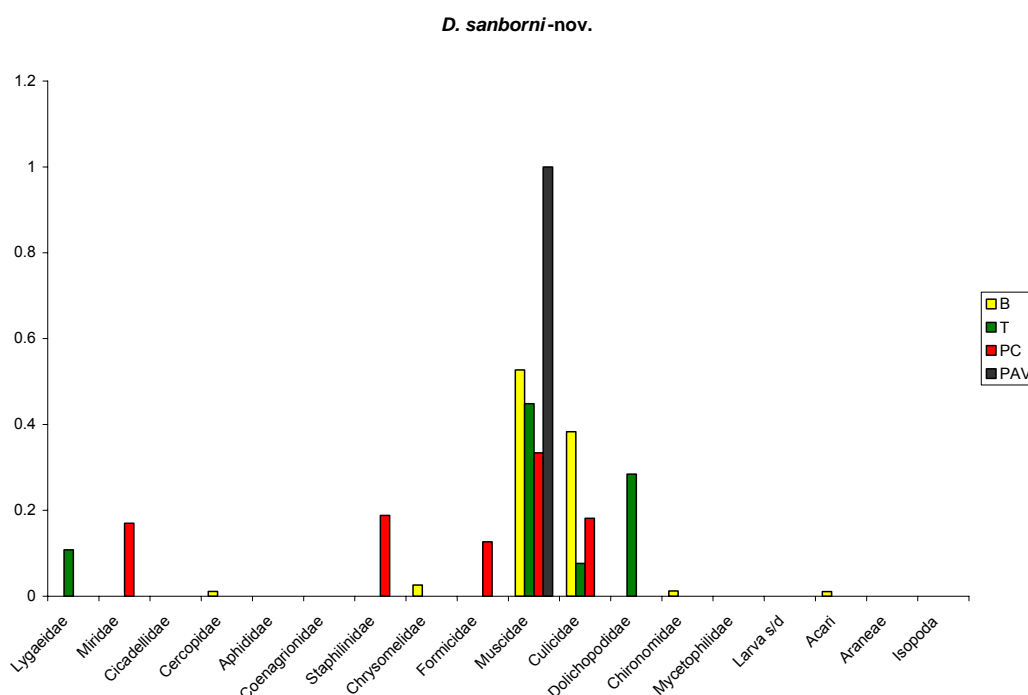


Figura 35. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. sanborni* en el mes de noviembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

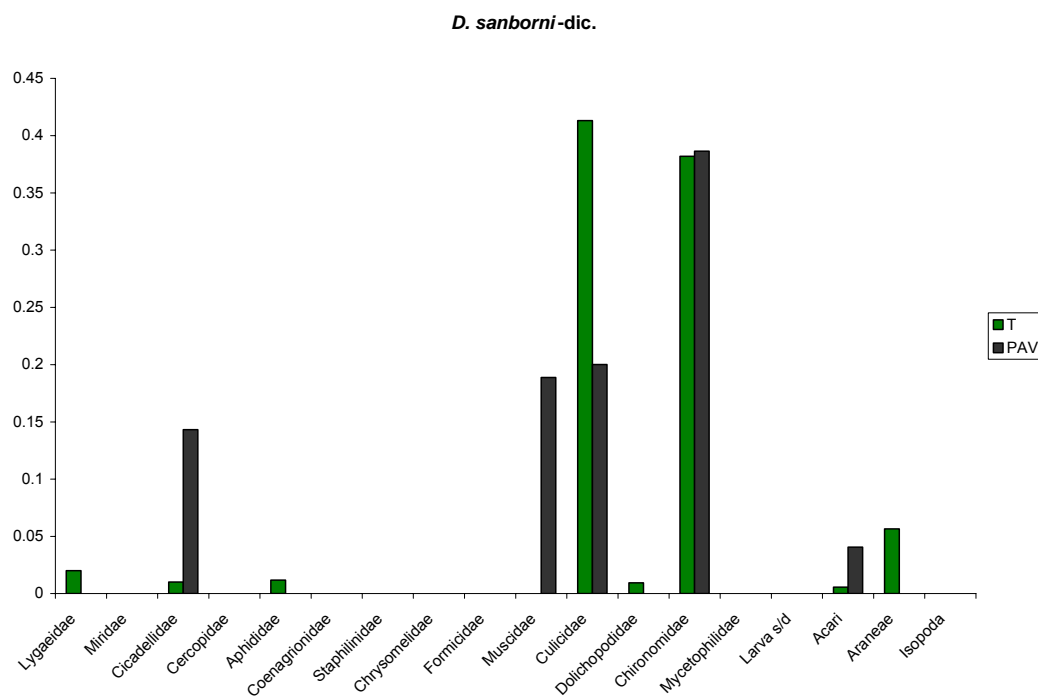


Figura 36. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. sanborni* en el mes de diciembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

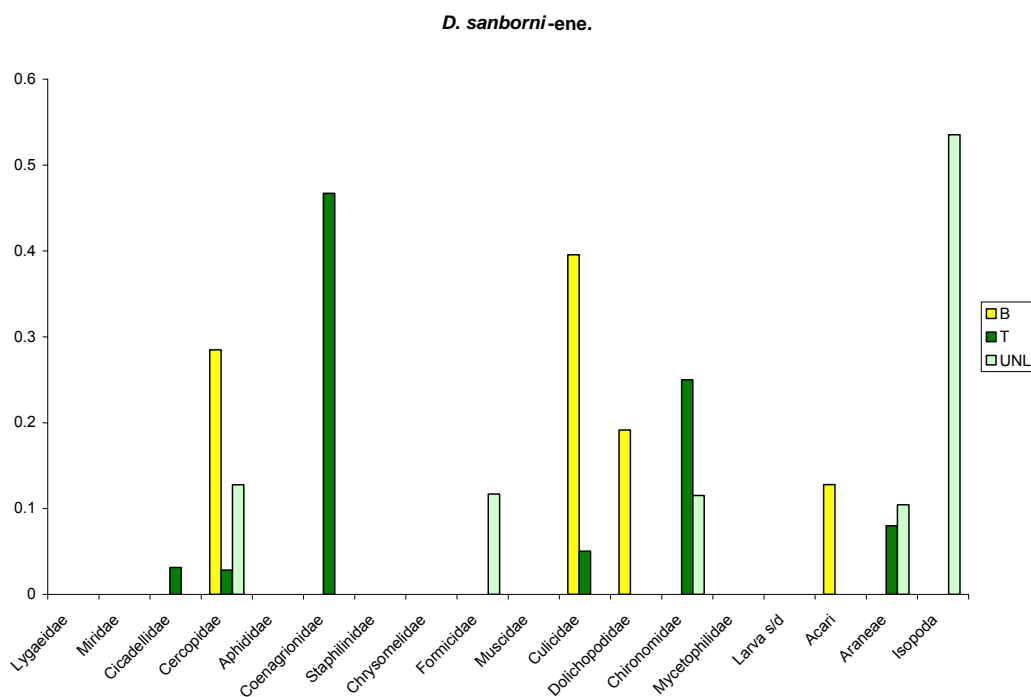


Figura 37. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. sanborni* en el mes de enero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

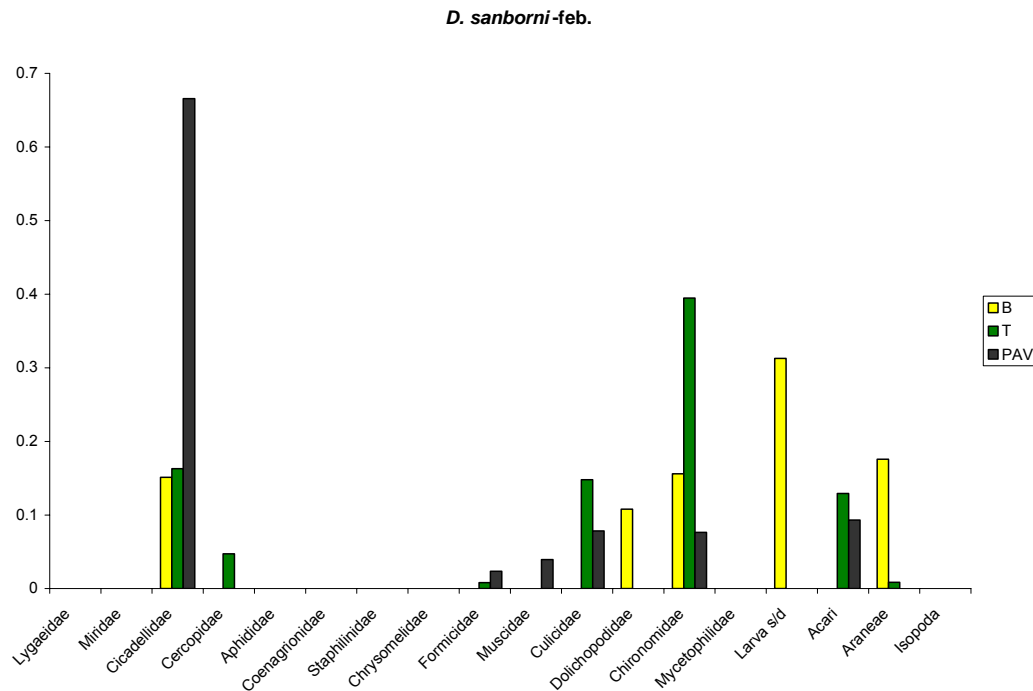


Figura 38. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. sanborni* en el mes de febrero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

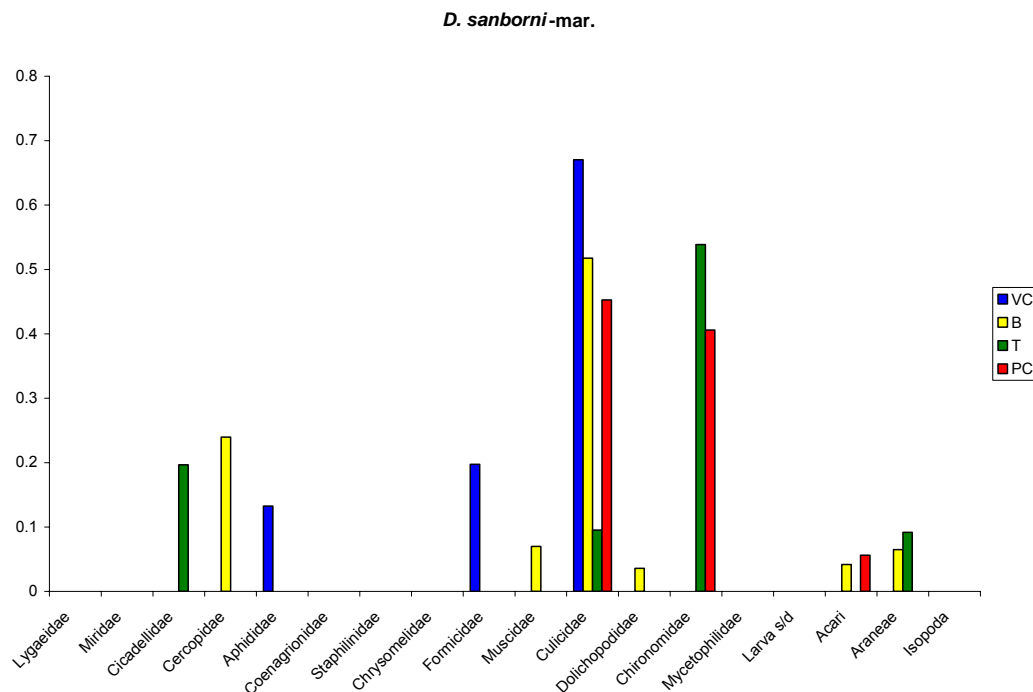


Figura 39. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. sanborni* en el mes de marzo. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

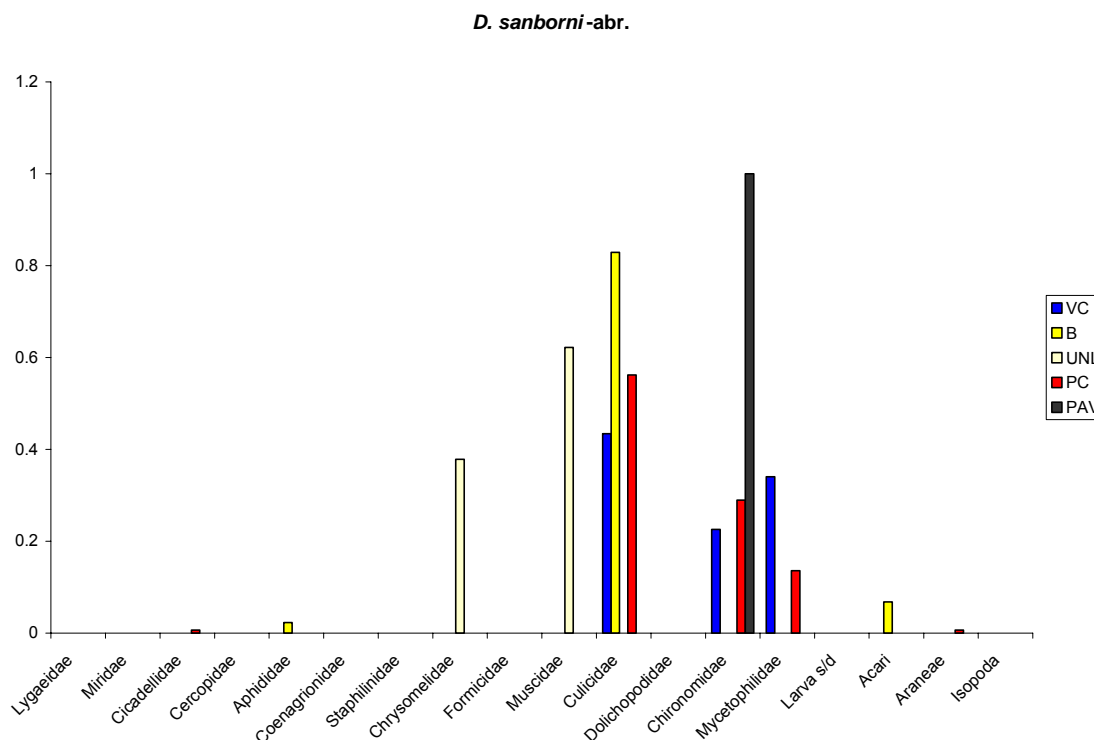


Figura 40. Resultados del Índice de Importancia relativa para *D. sanborni* en el mes de abril. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

Solapamiento trófico de D. sanborni entre ambientes sobre la base del IRI%.

Según los valores del IRI%, el grado de similitud de la dieta de *D. sanborni* entre los seis ambientes muestreados fue medio ($O_{jk}=0,51$) pero superior al esperado por azar (media de los índices simulados: $O_{jk}=0,224$; $p[\text{observed} \geq \text{expected}] < 0.001$; $p[\text{observed} \leq \text{expected}] = 1$). Al igual de lo ocurrido con *D. nanus*, UNL resultó ser el ambiente donde la dieta de *D. sanborni* fue más diferente (Figura 41 y Tabla 11), en este caso debido a la importancia que tuvieron en su dieta Isopoda y Chrysomelidae. Por otro lado, la similitud en la dieta entre ambientes para *D. sanborni* no pareció asociarse a la alteración ambiental, ya que su dieta en PAV resultó más similar a la de T (Figura 41 y Tabla 11), mientras que los restantes tres ambientes (PC, B y VC) formaron un grupo separado (Figura 41) con un alto grado de similitud en la importancia relativa de las presas consumidas (Tabla 11).

	B	T	PC	UNL	PAV
VC	0.84	0.52	0.88	0.04	0.25
B		0.54	0.84	0.22	0.35
T			0.77	0.27	0.83
PC				0.22	0.58
UNL					0.48

Tabla 11. Solapamiento de la dieta de *D. sanborni* entre los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes para esta especie.

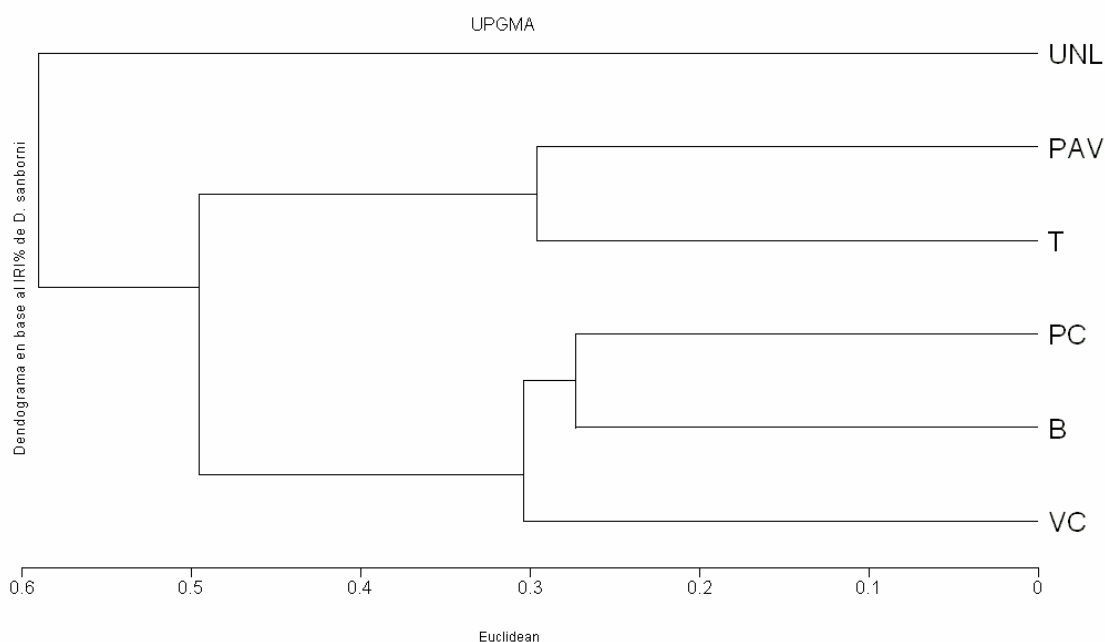


Figura 41. Agrupamiento de los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de *D. sanborni*.

Selectividad trófica de D. sanborni.

Sin discriminar por ambiente ni fechas, las presas numéricamente más importantes de la dieta de *D. sanborni* resultaron ser Chironomidae, Culicidae, Muscidae y Acari. Para estos artrópodos, el índice de selectividad de Jacobs arrojó en la mayoría de las ocasiones valores positivos, indicando un consumo por encima de la disponibilidad ambiental de estas presas (Anexo, Tablas 33 y 34). Aquellas ocasiones en las que *D* indicó un consumo proporcional a la disponibilidad de una de estas presas, ésta situación resultó del aumento en la abundancia relativa del ítem en el ambiente. Sólo en el 22,06% de las veces en que un ítem presa superó el 10% de la abundancia relativa en la dieta de *D. sanborni* (para un ambiente y un mes determinado), la abundancia relativa de ese ítem presa en la oferta también superó el 10%. Mientras que la mayoría de las veces, el aumento por sobre este límite de abundancia relativa de un ítem presa ocurrió solo en la oferta o solo en la dieta (85,29% de las veces).

Aphididae, Formicidae, Culicidae, Chironomidae y Mycetophilidae resultaron las presas más numerosas de *D. sanborni* en VC; todas ellas capturadas preferencialmente, incluido Culicidae en abril, mes en el que esta presa también resultó importante en la oferta trófica.

En B, muchas fueron las presas representativas en la dieta de *D. sanborni*: Entomobryidae, Sminthuridae, Cicadellidae, Cercopidae, Aphididae, Muscidae, Culicidae, Dolichopodidae, Chironomidae, Dixidae (Diptera), Larvas s/d, Acari y Araneae; y todas fueron consumidas por sobre su disponibilidad ambiental. Solo durante el mes de enero coincidió que una presa importante de la dieta representara más del 10% de la abundancia relativa de presas en el ambiente, y fue el caso de Acari, que no obstante fue predado selectivamente por *D. sanborni* ($D = 0,21$).

También en T, *D. sanborni* consumió un gran número de presas en cantidades significativas (Entomobryidae, Cicadellidae, Coenagrionidae, Chloropidae, Muscidae, Culicidae, Dolichopodidae, Chironomidae, Acari y Araneae). Si embargo, Chloropidae fue capturado sin una marcada preferencia en relación a su abundancia ($D = 0,08$). En el caso de Entomobryidae ocurrió algo similar durante el mes de enero ($D = 0,05$), e incluso, estos colémbolos fueron capturados marcadamente por debajo de su disponibilidad ambiental en febrero ($D = -0,52$) (sin dejar de ser un ítem importante en la dieta de *D. sanborni* durante estos dos meses), sólo indicando el índice de preferencia una selección por este ítem presa en el mes de marzo ($D = 0,5$) (durante el cual su abundancia relativa en las muestras de oferta trófica disminuyó). Culicidae, constituyó un componente importante de la dieta de noviembre a marzo, aunque las capturas solo representaron una selección de este ítem durante diciembre, enero y febrero ($D > 0,15$); ya que en noviembre y marzo la disponibilidad de Culicidae en el ambiente fue significativa ($-0,15 < D < 0,15$). En cambio, para Chironomidae se registró un índice de selectividad positivo de diciembre a marzo, indicando preferencia por este ítem aún cuando su abundancia en la oferta trófica fue importante. Para el resto de los ítems presa numerosos en la dieta de *D. sanborni* en T, se registró una selectividad (preferencia) en su consumo.

En PC, *D. sanborni* consumió preferentemente presas de las familias Miridae, Formicidae, Muscidae y Staphilinidae (Coleoptera) durante noviembre, Acari y Simuliidae (Diptera) en marzo y Culicidae durante los tres meses en que se la capturó en este ambiente ($D > 0,15$). Además, los dípteros Chironomidae resultaron importantes en la dieta de *D. sanborni* y la oferta trófica de PC durante marzo y abril, y fueron capturados por sobre su disponibilidad ambiental ($D = 0,34$ y $0,2$ respectivamente).

Cicadellidae, Muscidae, Culicidae, Chironomidae y Acari resultaron presas abundantes en la dieta de *D. sanborni* en PAV. Cicadellidae, Acari y Culicidae fueron consumidos selectivamente durante los meses de verano, mientras que Muscidae fue preferida solo en noviembre y febrero ($D > 0,15$), ya que en diciembre, si bien resultó un componente representativo en la dieta, el índice de Jacobs no mostró preferencia por esta presa ($D = -0,09$), cuya abundancia en el ambiente fue mayor durante este mes. Algo similar ocurrió con Chironomidae, presa para la que el índice de selectividad marcó preferencia en dos meses (diciembre y abril), mientras que indicó un consumo proporcional a su abundancia durante el mes en el que éste ítem resultó más importante en la composición de la oferta trófica (febrero).

Análisis de la relación entre la dieta de D. sanborni y la alteración ambiental.

Según el RDA (Figura 42), la importancia en la dieta de *D. sanborni* de Culicidae, Mycetophilidae y Aphididae estuvo asociada a una mayor alteración ambiental, principalmente a la presencia de ganado, quemas y alteración de la vegetación. La presencia en la dieta de *D. sanborni* de Miridae, Staphilinidae y Dolichopodidae también se relacionó, aunque en menor medida, con la alteración de los ambientes, principalmente las quemas y alteración de la vegetación. Muscidae, Chrysomelidae, Isopoda (Crustacea) y Araneae resultaron importantes en la alimentación de esta especie cuando la alteración del ambiente fue en su dinámica hidrológica natural o grado de aislamiento, aunque Muscidae también fue ampliamente consumido en PAV. Chironomidae y Acari fueron consumidos abundantemente tanto en ambientes muy alterados como en los menos modificados. Por otro lado, Cicadellidae resultó ser una presa importante en la dieta de *D. sanborni* cuando la alteración del ambiente fue menor.

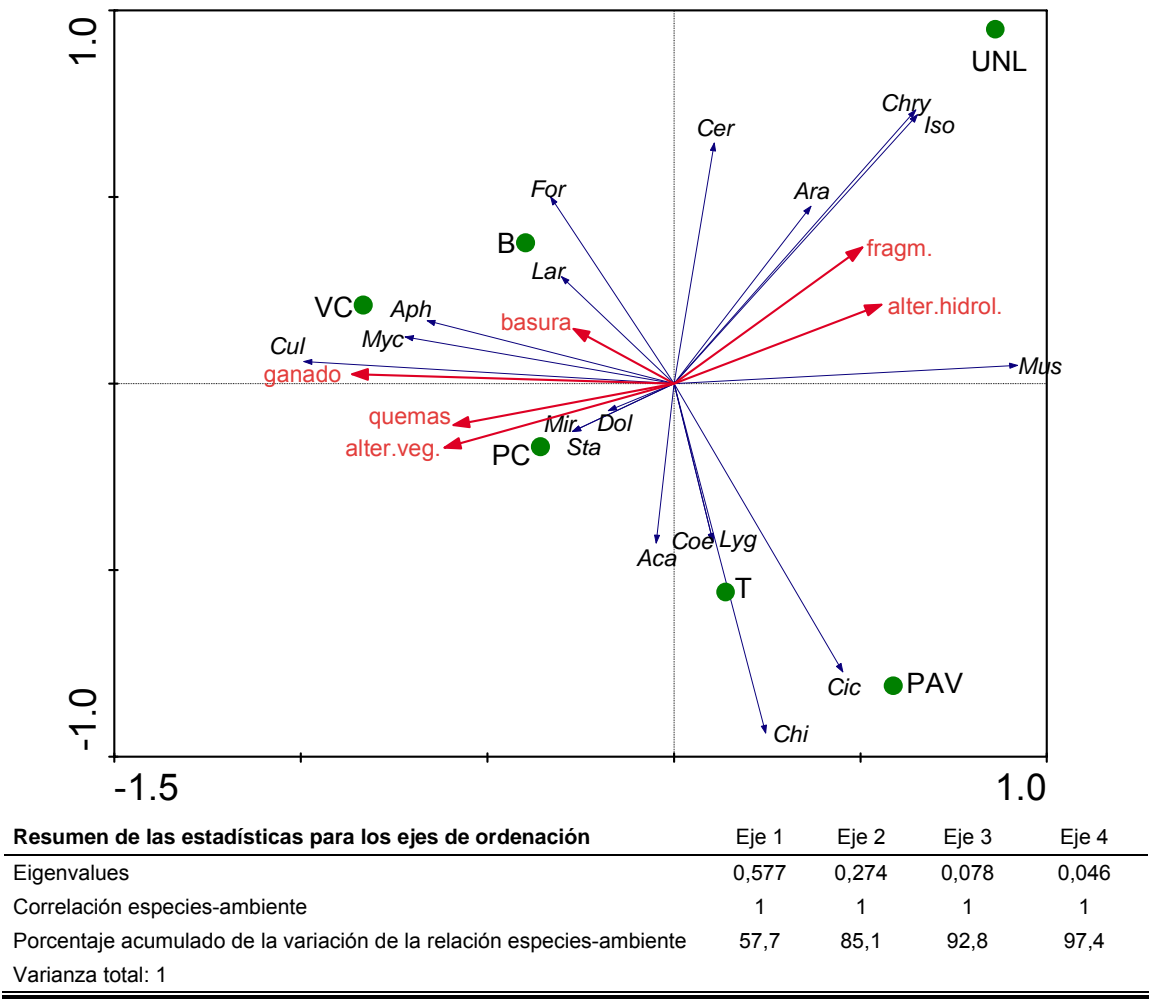


Figura 42. Triplot del análisis de redundancia en base a las presas más importantes de la dieta de *D. sanborni* según el IRI y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados en los que se capturaron ejemplares de esta especie (VC, B, T, UNL, PC y PAV). Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,577; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 1; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: Lyg = Lygaeidae; Mir = Miridae; Cic = Cicadellidae; Cer = Cercopidae; Aph = Aphididae; Coe = Coenagrionidae; Sta = Staphilinidae; Chry = Chrysomelidae; For = Formicidae; Mus = Muscidae; Cul = Culicidae; Dol = Dolichopodidae; Chi = Chironomidae; Myc = Mycetophilidae; Lar = Larva s/d; Aca = Acari; Ara = Araneae; Iso = Isopoda; *quemas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante periodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que

pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

3.4.3. *Hypsiboas pulchellus*

Importancia relativa de las presas consumidas por H. pulchellus.

Las presas más importantes para esta especie según los valores del IRI% variaron notablemente entre los ambientes y meses muestreados. Sin embargo, se puede observar que la dieta de *H. pulchellus* está compuesta por menos presas pero de mayor tamaño que las de las dos especies más pequeñas del género *Dendropsophus*. En muchas muestras resultaron importantes para la alimentación de *H. pulchellus* diferentes familias de coleópteros, ortópteros, hemípteros y arañas. En la oferta trófica, las presas más importantes de esta especie se asociaron con varias alteraciones ambientales (Figura 26).

A continuación se presentan las gráficas de los resultados del IRI% para *H. pulchellus* en los diferentes ambientes y meses en los que se capturaron ejemplares (Figuras 43 a 47):

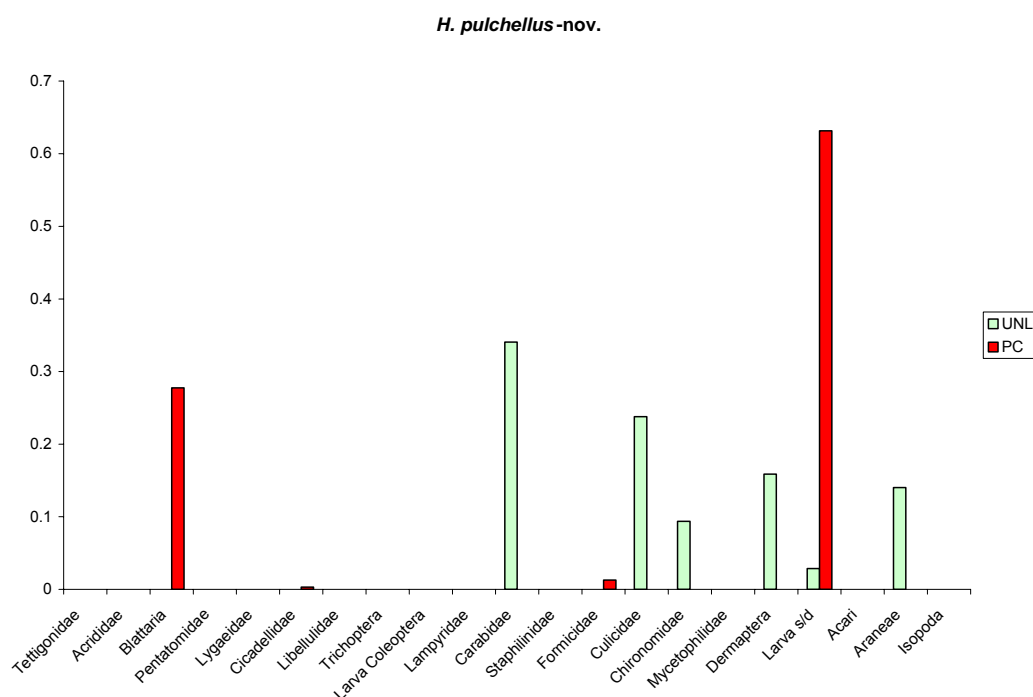


Figura 43. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. pulchellus* en el mes de noviembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

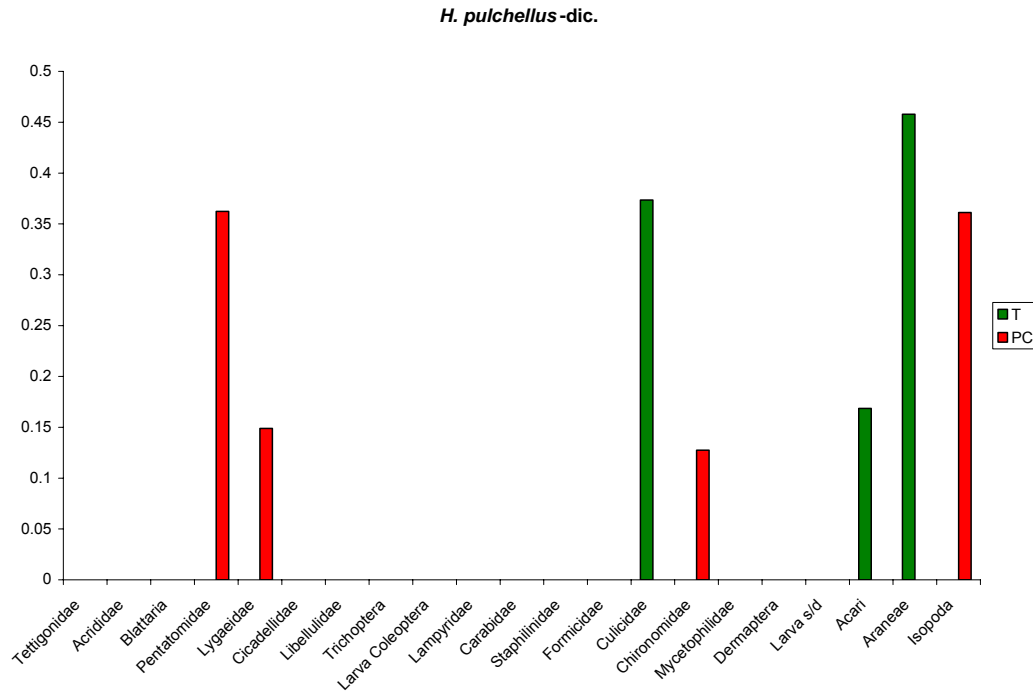


Figura 44. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. pulchellus* en el mes de diciembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

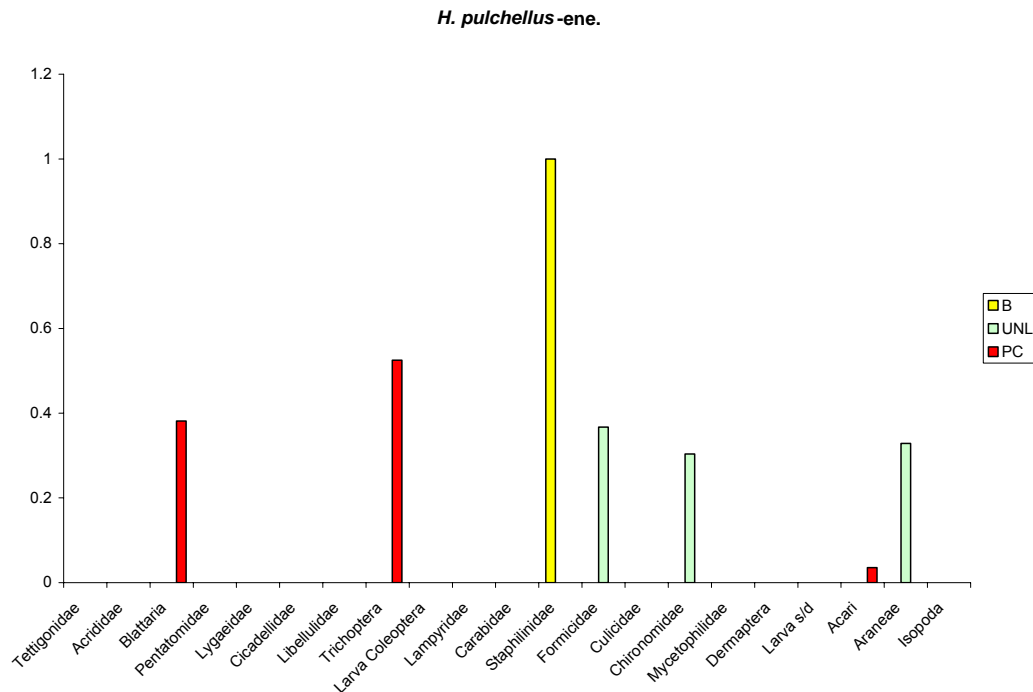


Figura 45. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. pulchellus* en el mes de enero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

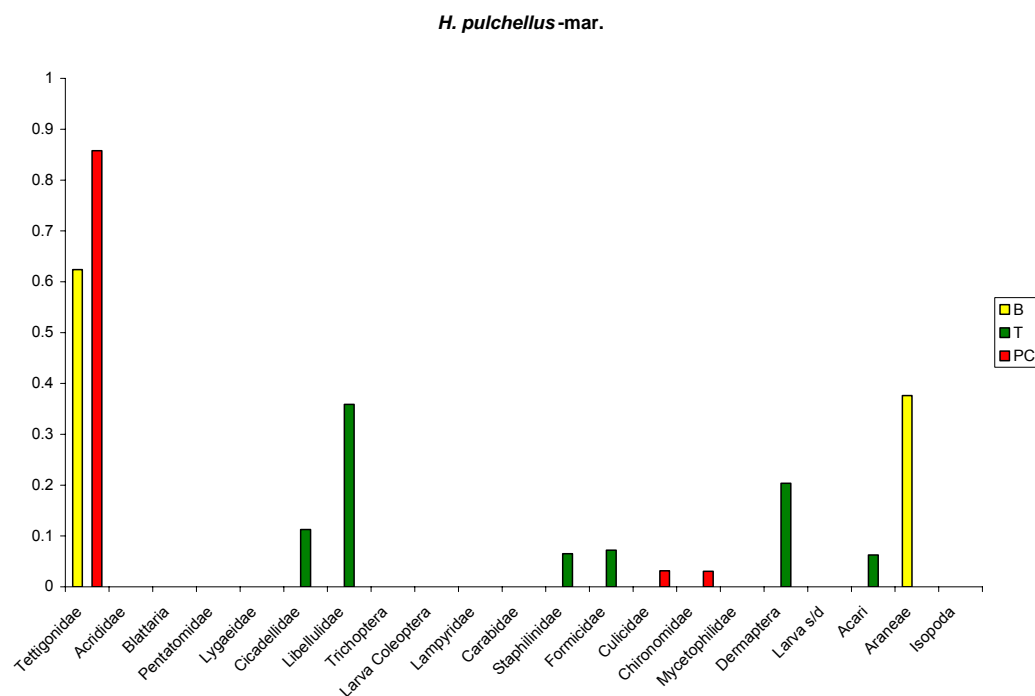


Figura 46. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. pulchellus* en el mes de marzo. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

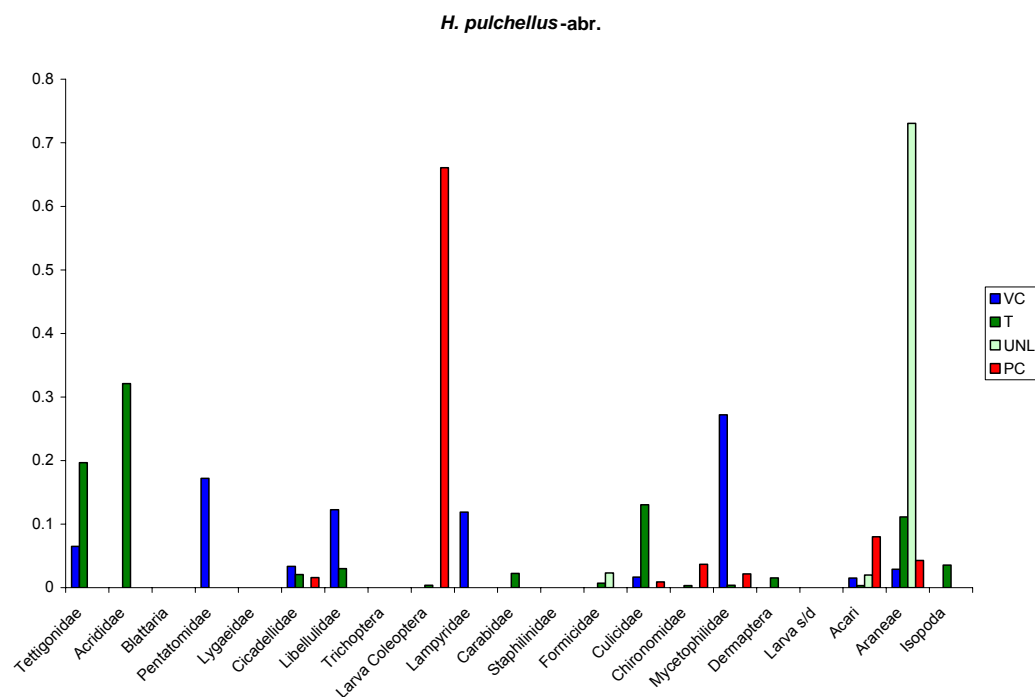


Figura 47. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. pulchellus* en el mes de abril. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

Solapamiento trófico de H. pulchellus entre ambientes sobre la base del IRI%.

Según los valores del IRI%, el grado de similitud de la dieta de *H. pulchellus* entre los ambientes fue bajo ($O_{jk}=0,238$) e igual al esperado por azar (media de los índices simulados: $O_{jk}=0,25$; $p[\text{observed} \geq \text{expected}] < 0,571$; $p[\text{observed} \leq \text{expected}] = 0,429$). Al analizar la similitud de la dieta entre pares de ambientes (Tabla 12), solo se observa un solapamiento importante entre T y UNL ($O_{jk}=0,63$). Estos dos ambientes se asociaron en el dendograma (Figura 48), como también lo hicieron VC y PC, aunque la similitud de la dieta entre ellos resultó muy baja (Tabla 12).

	B	T	UNL	PC
VC	0.11	0.25	0.07	0.21
B		0.32	0.26	0.28
T			0.63	0.16
UNL				0.07

Tabla 12. Solapamiento de la dieta de *H. pulchellus* entre los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes para esta especie.

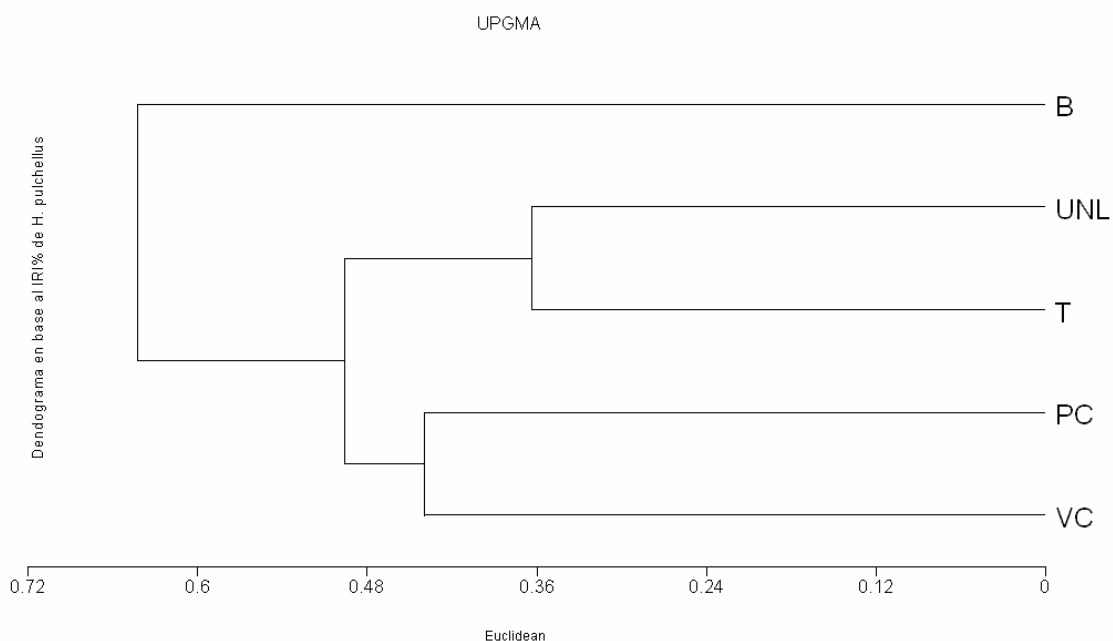


Figura 48. Agrupamiento de los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de *H. pulchellus*.

Selectividad trófica de H. pulchellus.

Teniendo en cuenta la cantidad de muestras (ambiente/mes) en que alcanzaron una abundancia relativa superior al 10%, las presas más representativas de la dieta de *H. pulchellus* fueron Araneae, Acari, Chironomidae y Culicidae. Sin embargo, la dieta de esta especie se caracterizó por la gran variedad de presas que se alternaron en cada ambiente y en los diferentes meses como importantes en la composición alimentaria. Por su parte, las arañas y los ácaros resultaron seleccionados frente su disponibilidad ambiental, mientras que los culícidos y sobre todo los chironómidos, debido a su abundancia en la oferta, muchas veces fueron consumidos proporcionalmente a su disponibilidad o incluso por debajo de la misma (Anexo, Tabla 35). De los nueve casos en los que una presa resultó abundante en la dieta y el ambiente simultáneamente, tres resultaron en una selección positiva por parte de las ranas respecto a esos artrópodos, tres en un subconsumo del ítem y tres en una captura proporcional a la disponibilidad ambiental.

Los ejemplares de *H. pulchellus* colectados en VC, capturaron selectivamente dípteros de la familia Mycetophilidae ($D = 0,907$). También, Pentatomidae (Hemiptera) y Lampyridae (Coleoptera) resultaron presas medianamente importantes (abundancia relativa de ambas en la dieta = 9,1%) y consumidas por *H. pulchellus* por sobre su disponibilidad en la oferta de VC ($D = 0,91$ y 1 respectivamente). Tanto Chironomidae, Muscidae como Sminthuridae casi no fueron consumidas por estas ranas más allá de su abundancia en la oferta ambiental.

En B, este anuro consumió preferentemente Tettigonidae, Staphilinidae y Araneae ($D > 0,15$). También para casi todas las presas abundantes en la dieta de *H. pulchellus* en T (Araneae, Acari, Dermaptera, Culicidae, Formicidae, Chrysomelidae, Staphilinidae, Libellulidae -Odonata-, Acrididae -Orthoptera-) se registró una captura selectiva ($D > 0,15$). Una excepción resultó Cicadellidae, presa importante tanto en la dieta de *H. pulchellus* en marzo en T como en la oferta trófica correspondiente, para la cual la rana no mostró preferencia, consumiéndola proporcionalmente a su disponibilidad ($D = 0,039$).

Dermaptera, Culicidae y Carabidae (Coleoptera) fueron las presas que, cuando representaron más del 10% de la abundancia relativa en la dieta de *H. pulchellus* en UNL durante un mes, obtuvieron un valor del índice de Jacobs superior a 0,15; indicando la depredación selectiva sobre estos ítems. Formicidae, en el mes de enero, también resultó un componente importante en la dieta de *H. pulchellus* y oferta trófica. Las hormigas fueron predadas selectivamente por *H. pulchellus* ($D = 0,684$). Las arañas (Araneae), que también resultaron un componente significativo en la dieta de esta especie en UNL todos los meses, fueron predadas selectivamente por *H.*

pulchellus, aún en el mes de enero, cuando el valor de D disminuyó a 0,201 debido al aumento proporcional de esta presa en la oferta trófica.

Las presas importantes en la dieta de *H. pulchellus* en PC, cuya abundancia en el ambiente era baja para el mes correspondiente y obtuvieron un valor del índice de selectividad elevado fueron: Isopoda, Acari, Larvas s/d, Elateridae, Larvas de Coleoptera, Noctuidae (Lepidoptera), Trichoptera, Lygaeidae, Pentatomidae, Plataspididae, Blattaria y Tettigonidae. Cabe mencionar que todos estos ítems solo resultaron con una proporción igual o superior al 0,1 de la dieta, en uno de los cinco meses para los que se capturaron ejemplares de *H. pulchellus* en PC. En cambio Chironomidae, que resultó abundante en la dieta en los meses de diciembre, marzo y abril, fue capturado por los anuros sin selectividad aparente durante los primeros dos meses mencionados ($D = 0,063$ y $-0,05$ respectivamente) y por debajo de su disponibilidad ambiental en el mes de abril ($D = -0,51$). De igual manera ocurrió con Culicidae en el mes de marzo ($D = -0,19$).

Análisis de la relación entre la dieta de H. pulchellus y la alteración ambiental.

Si bien en el triplot del RDA (Figura 49) no se puede distinguir una dimensión de variación del grado de alteración ambiental clara, teniendo en cuenta la asociación con PC (ambiente menos alterado en el que se capturaron ejemplares de esta especie de anfibio) de las Larvas s/d, las Larvas de Coleoptera, los Trichoptera, Blattaria, Lygaeidae e Isopoda, se puede inferir que estas presas resultaron importantes para la alimentación de *H. pulchellus* cuando la alteración del ambiente fue baja. Por otro lado, la importancia de Pentatomidae, Mycetophilidae y Lampyridae en su dieta, se asoció a la presencia de ganado; la de Staphilinidae a la presencia de basura; y la de Carabidae, Formicidae, Araneae, Dermaptera, Culicidae, Chironomidae y Acrididae a la alteración de la hidrología y aislamiento del sitio.

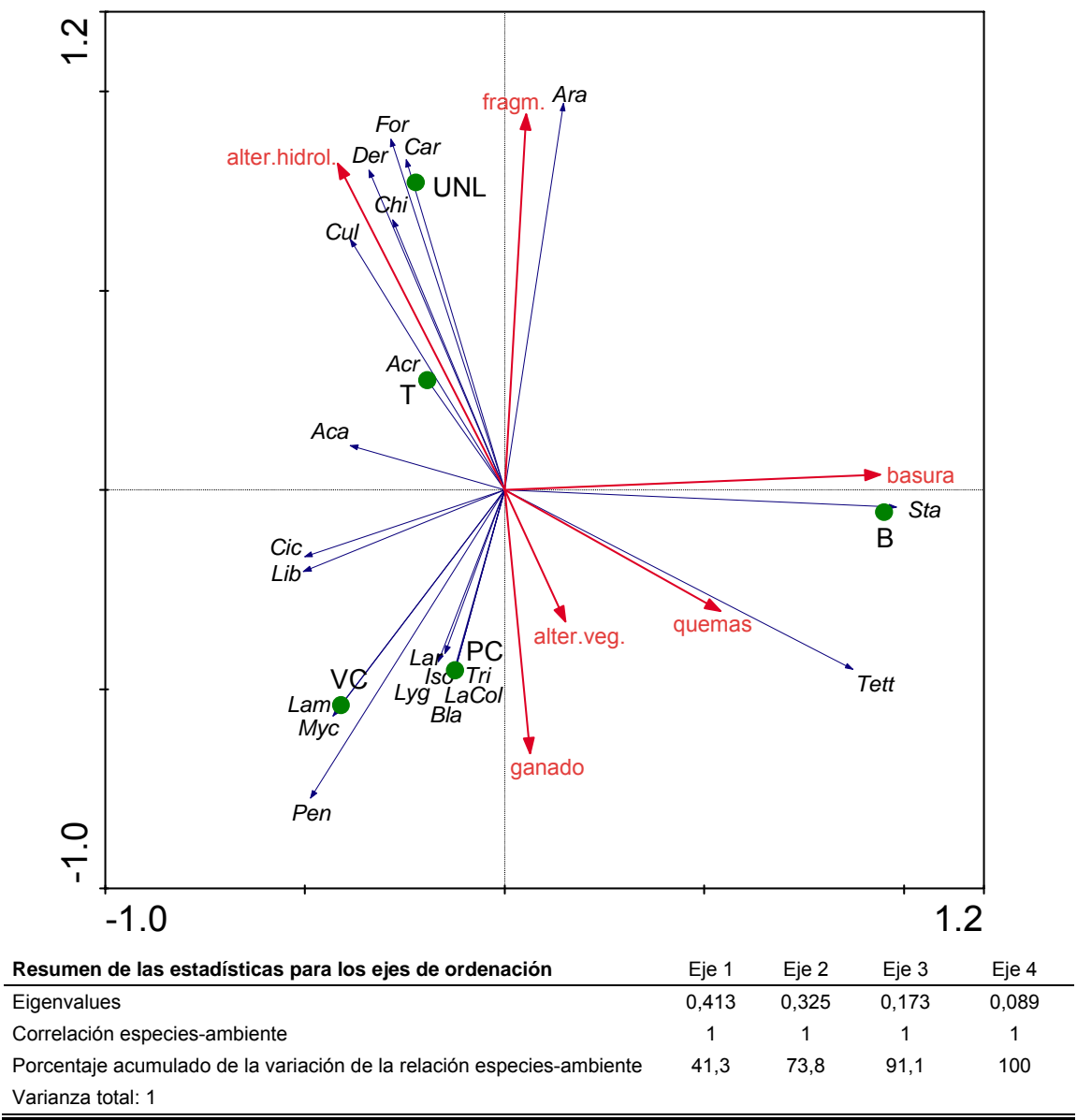


Figura 49. Triplot del análisis de renundancia en base a las presas más importantes de la dieta de *H. pulchellus* según el IRI y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados en los que se capturaron ejemplares de esta especie (VC, B, T, UNL y PC). Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,413; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 1; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: Tett = Tettigonidae; Acr = Acrididae; Bla = Blattaria; Pen = Pentatomidae; Lyg = Lygaeidae; Cic = Cicadellidae; Lib = Libellulidae; Tri = Trichoptera; LaCol = Larva Coleoptera; Lam = Lampyridae; Car = Carabidae; Sta = Staphilinidae; Cul = Culicidae; Chi = Chironomidae; Myc = Mycetophilidae; Der = Dermaptera; Lar = Larva s/d; Aca = Acari; Ara = Araneae; Iso = Isopoda; For = Formicidae; *quemas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y

acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

3.4.4. *Hypsiboas punctatus*

Importancia relativa de las presas consumidas por H. punctatus.

En esta especie las presas más importantes según los valores del IRI% variaron notoriamente entre los ambientes y meses muestreados. Sin embargo, diferentes familias de ortópteros (Tettigonidae, Acrididae y Gryllidae), dípteros (Culicidae, Chironomidae y Muscidae entre otros) y los ácaros (Acari) contribuyeron significativamente en casi todas las muestras; también resultaron importantes en algunos casos odonatos (Coenagrionidae y Libellulidae), hemípteros (Cixiidae) y arañas (Araneae). Los dípteros resultaron particularmente importantes en abril (Figura 54), mientras que los ortópteros lo fueron en enero (Figura 51). Se nota la incorporación a la dieta de presas de mayor tamaño que las importantes para el género *Dendropsophus*, aunque los ácaros también obtuvieron valores elevados del IRI en algunas muestras de diciembre, enero y febrero (Figuras 50, 51 y 52).

A continuación se presentan las gráficas de los resultados del IRI% para *H. punctatus* en los diferentes ambientes y meses en los que se capturaron ejemplares (Figuras 50 a 54):

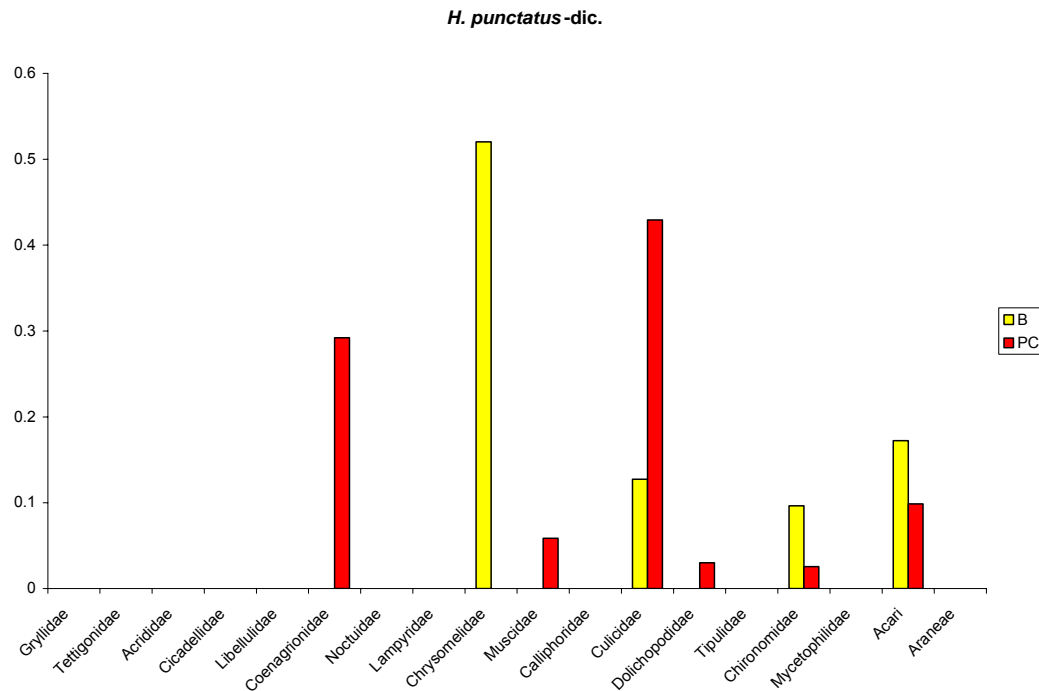


Figura 50. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. punctatus* en el mes de diciembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

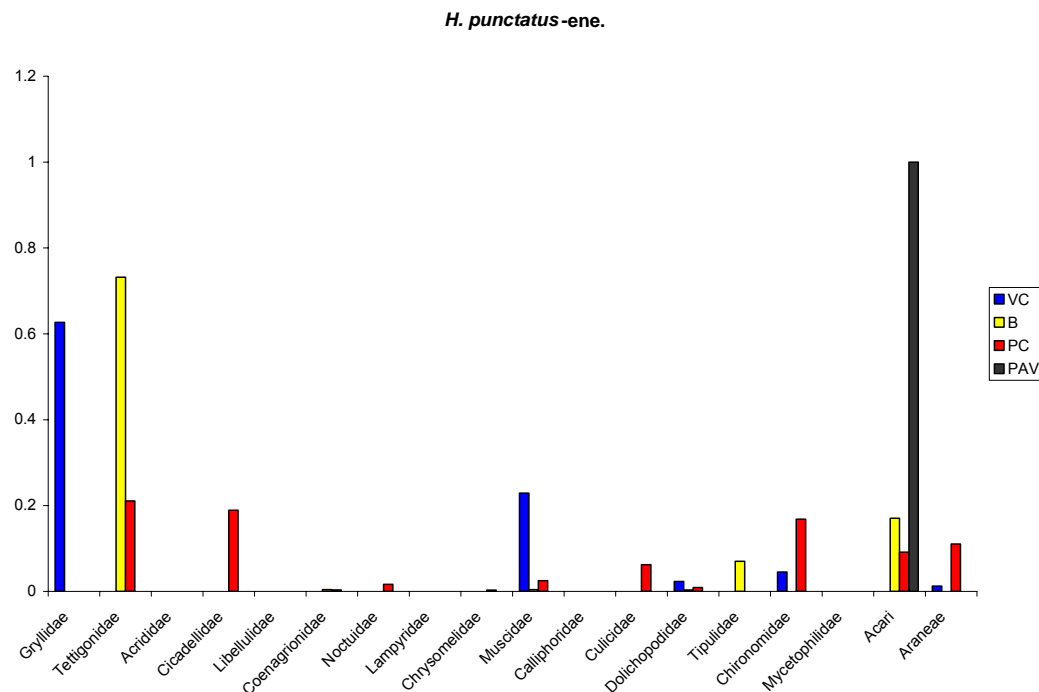


Figura 51. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. punctatus* en el mes de enero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

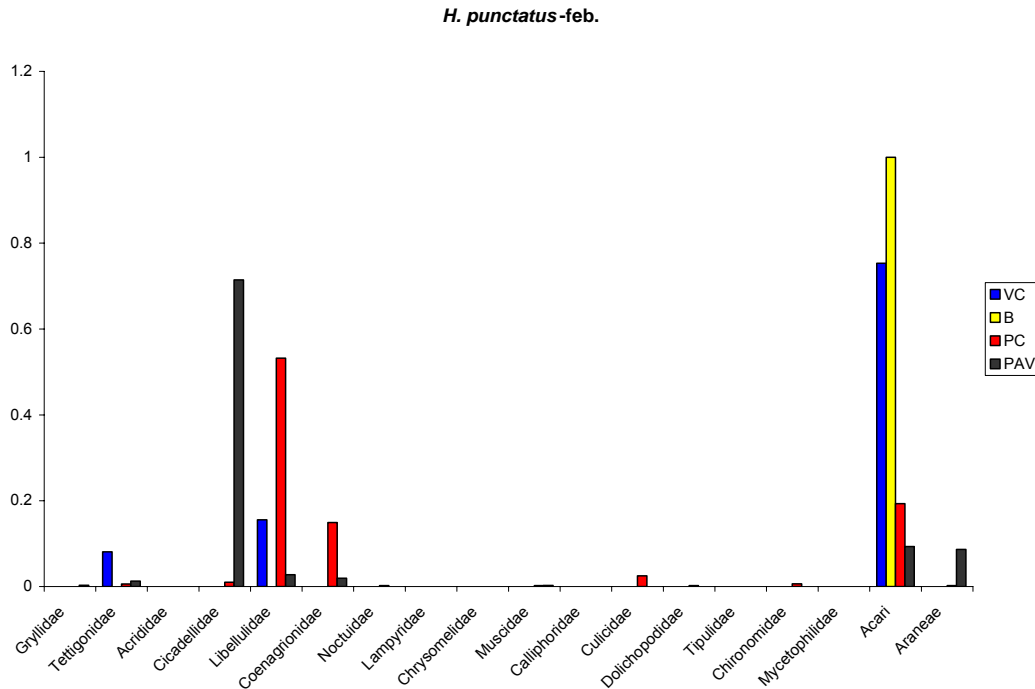


Figura 52. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. punctatus* en el mes de febrero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

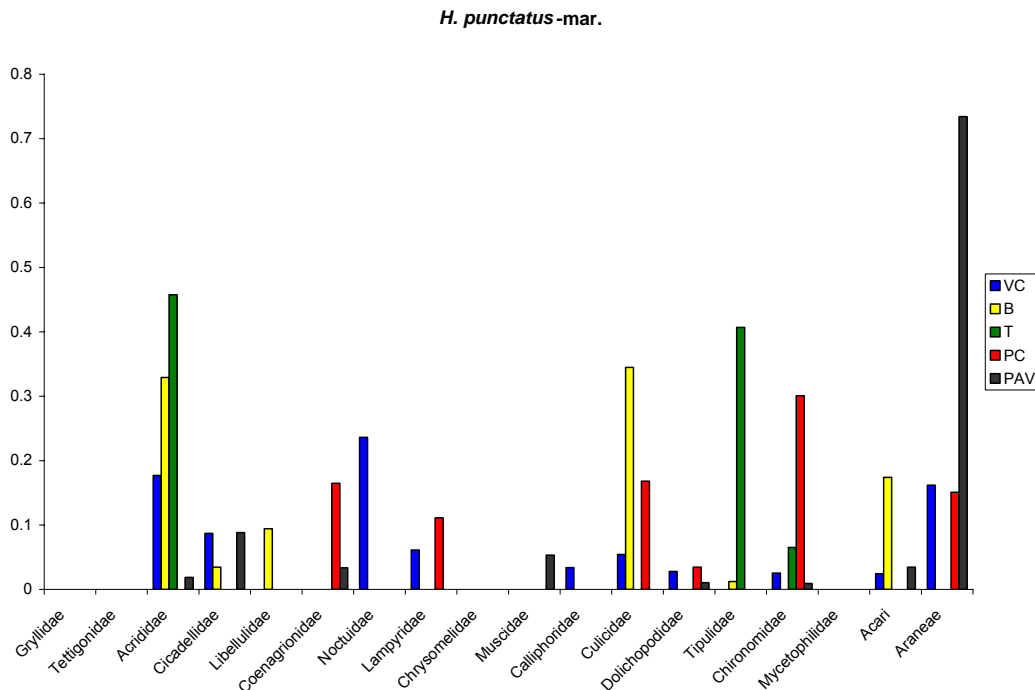


Figura 53. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. punctatus* en el mes de marzo. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

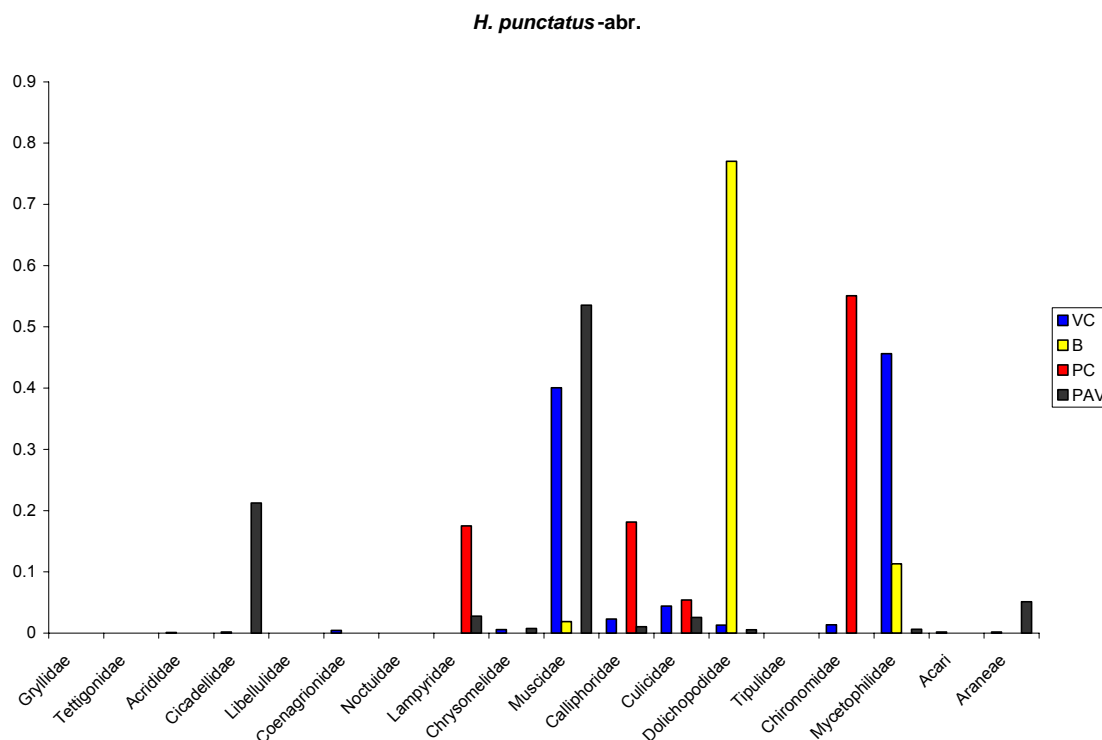


Figura 54. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. punctatus* en el mes de abril. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

Solapamiento trófico de H. punctatus entre ambientes sobre la base del IRI%.

Según los valores del IRI%, el grado de similitud de la dieta de *H. punctatus* entre los ambiente fue bajo ($O_{jk}=0,303$) e igual al esperado por azar (media de los índices simulados: $O_{jk}=0,294$; $p[\text{observed} \geq \text{expected}] < 0,379$; $p[\text{observed} \leq \text{expected}] = 0,621$). Al analizar la similitud de la dieta entre pares de ambientes (Tabla 13), T fue el ambiente con una dieta más diferente (Figura 55). Entre el resto de los ambientes la similitud de la dieta fue media y baja (Tabla 13), y el dendograma, PAV estuvo algo menos relacionada con PC, B y VC (Figura 55).

	B	T	PC	PAV
VC	0.55	0.11	0.32	0.61
B		0.15	0.39	0.48
T			0.07	0.01
PC				0.33

Tabla 13. Solapamiento de la dieta de *H. punctatus* entre los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes para esta especie.

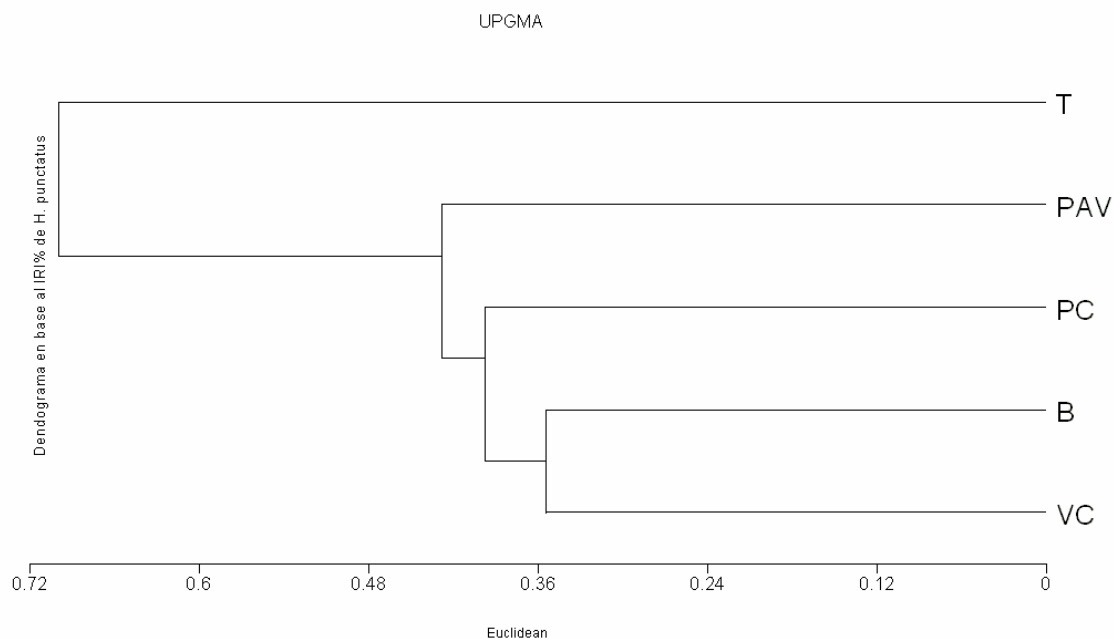


Figura 55. Agrupamiento de los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de *H. punctatus*.

Selectividad trófica de H. punctatus.

Teniendo en cuenta las proporciones de las abundancias numéricas (considerando los seis ambientes), las presas que más contribuyeron a la dieta de *H. punctatus* resultaron, por orden de importancia: Acari, Culicidae, Chironomidae y Muscidae; seguidos por Araneae y Acrididae. Los Acari también resultaron un componente numeroso en la oferta trófica, aunque en la mayoría de los casos fueron consumidos por sobre su disponibilidad ambiental ($D > 0,15$). Lo mismo ocurrió con Chironomidae, que la mitad de las veces en que resultó abundante en la dieta de las ranas también lo fue en la oferta ambiental pero registró en casi todos los casos valores positivos para D . En menor medida, Culicidae y Muscidae también fueron importantes en la oferta alguna de las veces que lo fueron en la dieta. En cambio, tanto Araneae como Acrididae fueron seleccionados preferencialmente cada vez que resultaron un componente numeroso de la dieta de las ranas (Anexo, Tablas 36 y 37).

Araneae, Mycetophilidae, Chironomidae, Aphididae, Acrididae, Gryllidae (Orthoptera), Dolichopodidae, Muscidae y Acari resultaron presas numerosas en los contenidos gastrointestinales de las *H. punctatus* capturadas en VC para algunos de los meses muestreados. Los seis primeros ítems enumerados obtuvieron para esas muestras un índice de selectividad positivo ($D > 0,15$) debido a que su abundancia en los meses correspondientes fue siempre baja y menor al 10% del total de la muestra. Acari también fue consumido preferencialmente aunque su abundancia en el ambiente

fue elevada ($D = 0,895$). Muscidae también fue capturado selectivamente por *H. punctatus* en abril (mes en el que este ítem alcanzó una gran proporción en la oferta trófica) aunque en enero fue consumido proporcionalmente a su disponibilidad ($D = -0,06$). En cambio, los Dolichopodidae, si bien resultaron un ítem sustancial en la dieta en enero, fueron capturados por debajo de su disponibilidad ambiental ($D = -0,19$).

Acari resultó una presa importante en la dieta y seleccionada por *H. punctatus* en B ($D > 0,15$); aún en los meses en los que este ítem fue proporcionalmente numeroso en la oferta trófica (febrero y marzo). Un patrón similar se observó para Culicidae. En tanto Tettigonidae solo registró una abundancia relativa en la dieta y la oferta superior al 10% en enero, mes en el que el índice de preferencia D registró el valor de 0,153, indicando una leve selección sobre este ítem. Por último, Sminthuridae, Acrididae, Chrysomelidae, Dolichopodidae, Tipulidae y Chironomidae fueron consumidas preferencialmente cada vez que formaron parte esencial de la dieta de *H. punctatus* en B ($D > 0,15$).

En T, donde solo se capturaron ejemplares de *H. punctatus* en el mes de marzo, hubo cuatro presas importantes en la dieta de las ranas: Tipulidae, Curculionidae, Tettigonidae y Chironomidae. Las tres primeras fueron consumidas selectivamente por *H. punctatus* ($D > 0,15$), mientras que Chironomidae, también abundante en el ambiente, fue capturada algo por debajo de su disponibilidad ambiental ($D = -0,154$).

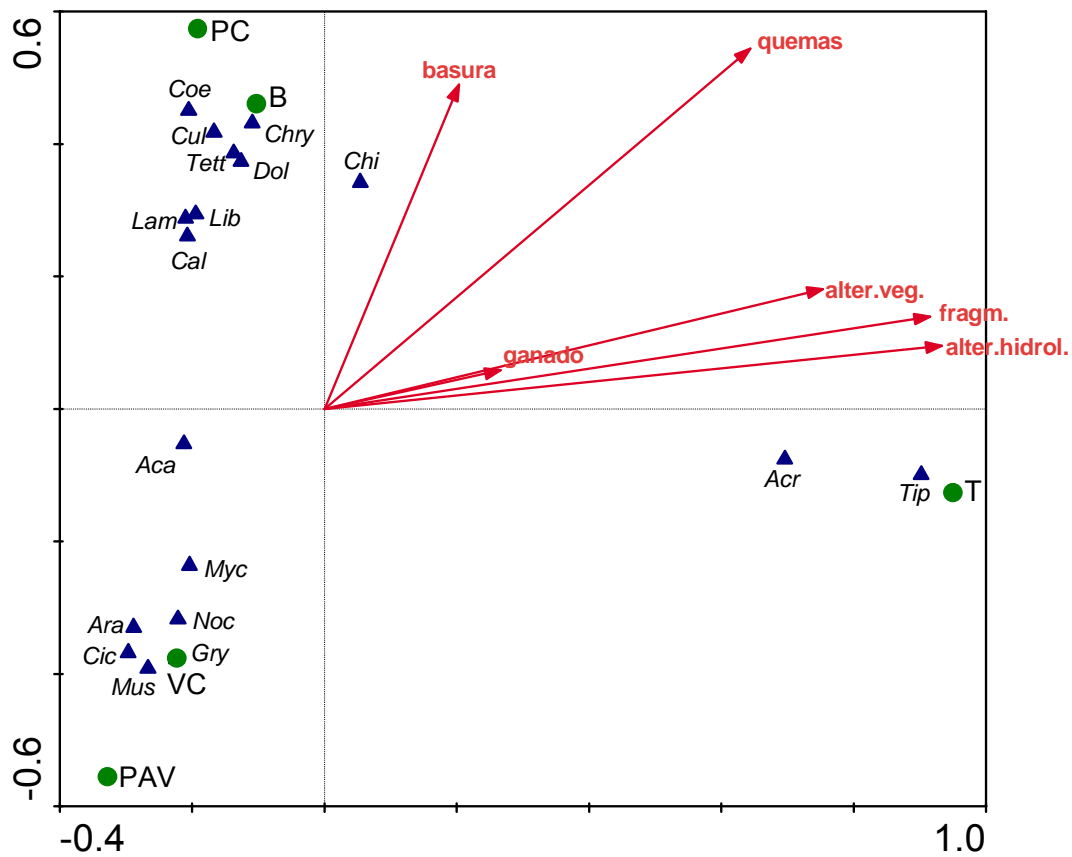
En PC una sola presa, Culicidae, superó el 10% de la abundancia relativa de los componentes de la dieta de las ranas en los 5 meses en que se capturaron ejemplares de este anfibio en ese sitio de muestreo. A excepción de marzo, donde Culicidae también registró una elevada proporción en la oferta trófica ($D = -0,152$), esta familia de dípteros fue capturada selectivamente por las ranas ($D > 0,15$). También Araneae en enero, Muscidae en diciembre, Libellulidae y Coenagrionidae en febrero, Lampyridae y Cercopidae en abril, fueron abundantes en la dieta de las ranas y seleccionadas positivamente ($D > 0,15$). De igual manera ocurrió con Chironomidae en enero, marzo y abril, aunque en los dos últimos meses estas presas representaron una proporción elevada de la oferta trófica. En cambio, Acari, que resultó importante en la dieta de las ranas en diciembre, enero y febrero, también lo fue en la oferta en diciembre y febrero. Esta presa en diciembre fue capturada por los anfibios proporcionalmente a su abundancia ($D = 0,089$) y solo en enero y febrero por sobre la misma ($D = 0,77$ y $0,429$ respectivamente).

En PAV solo cuatro ítems resultaron numerosos en la dieta de *H. punctatus*: Cicadellidae, Muscidae, Araneae y Acari. Los tres primeros fueron capturados preferencialmente ($D > 0,15$), mientras que Acari fue consumido por sobre su

proporción en la oferta trófica en enero y marzo, ya que en febrero, no solo registró una alta proporción en la dieta de las ranas sino que también en el ambiente, y el índice de Jacobs no mostró una selección en ese mes ($D = -0,04$). Por otro lado, tanto los Culicidae como los Cicadellidae superaron en abril el 10% de la abundancia relativa en la oferta trófica, no ocurriendo así en la dieta de las ranas; sin embargo, para estas presas el índice de Jacobs no mostró una marcada aversión ($D = -0,11$ y $-0,08$ respectivamente).

*Análisis de la relación entre la dieta de *H. punctatus* y la alteración ambiental.*

Al analizar el triplot del ACC (Figura 56), se puede observar que la importancia de la mayoría de las presas en la dieta de *H. punctatus* se relacionó con la ausencia de alteración ambiental. Sólo Acrididae y Tipulidae fueron presas importantes en la dieta de este hílido cuando los ambientes se encontraban alterados. Por su ubicación sobre el eje 2, también se puede notar una leve asociación de la importancia de Chironomidae, Coenagrionidae, Culicidae, Chrysomelidae, Dolichopodidae, Tettigonidae, Libellulidae, Lampyridae y Calliphoridae en su alimentación con la presencia de basura y quemadas.



Resumen de las estadísticas para los ejes de ordenación	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Eigenvalues	0,773	0,414	0,354	0,292
Correlación especies-ambiente	1	1	1	1
Porcentaje acumulado de la variación de la relación especies-ambiente	42,2	64,8	84,1	100
Inercia total: 3,655				

Figura 56. Triplot del análisis de correspondencias canónicas en base a las presas más importantes de la dieta de *H. punctatus* según el IRI y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados en los que se capturaron ejemplares de esta especie (VC, B, T, PC y PAV). Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,773; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 1,833; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: Gry = Gryllidae; Tett = Tettigoniidae; Acr = Acrididae; Cic = Cicadellidae; Lib = Libellulidae; Coe = Coenagrionidae; Noc = Noctuidae; Lam = Lampyridae; Chry = Chrysomelidae; Cul = Culicidae; Mus = Muscidae; Cal = Calliphoridae (Diptera); Dol = Dolichopodidae; Tip = Tipulidae; Chi = Chironomidae; Myc = Mycetophilidae; Aca = Acari; Ara = Araneae; *quemas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del

suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

3.4.5. *Hypsiboas raniceps*

Importancia relativa de las presas consumidas por H. raniceps.

Los valores del IRI% mostraron que tanto los ortópteros (principalmente Acrididae, aunque también Gryllidae y Tettigonidae) como los arácnidos (Acari y Araneae) resultaron presas fundamentales para este hílido en los meses de diciembre, enero, febrero, marzo y abril (Figuras 58, 59, 60, 61 y 62). En enero se incorporan las hormigas como ítem importante (Figura 59) en la muestra de UNL. Cabe recordar que Formicidae obtuvo sus mayores abundancias en la oferta de este ambiente (UNL) (Figura 26). En noviembre las larvas sin determinar, Tenebrionidae y Blattaria resultaron los ítems más relevantes (Figura 57). A excepción de Acari, todas las presas importantes en la alimentación de este hílido (el más grande de los estudiados en el presente trabajo) fueron artrópodos de gran tamaño.

A continuación se presentan las gráficas de los resultados del IRI% para *H. raniceps* en los diferentes ambientes y meses en los que se capturaron ejemplares (Figuras 57 a 62):

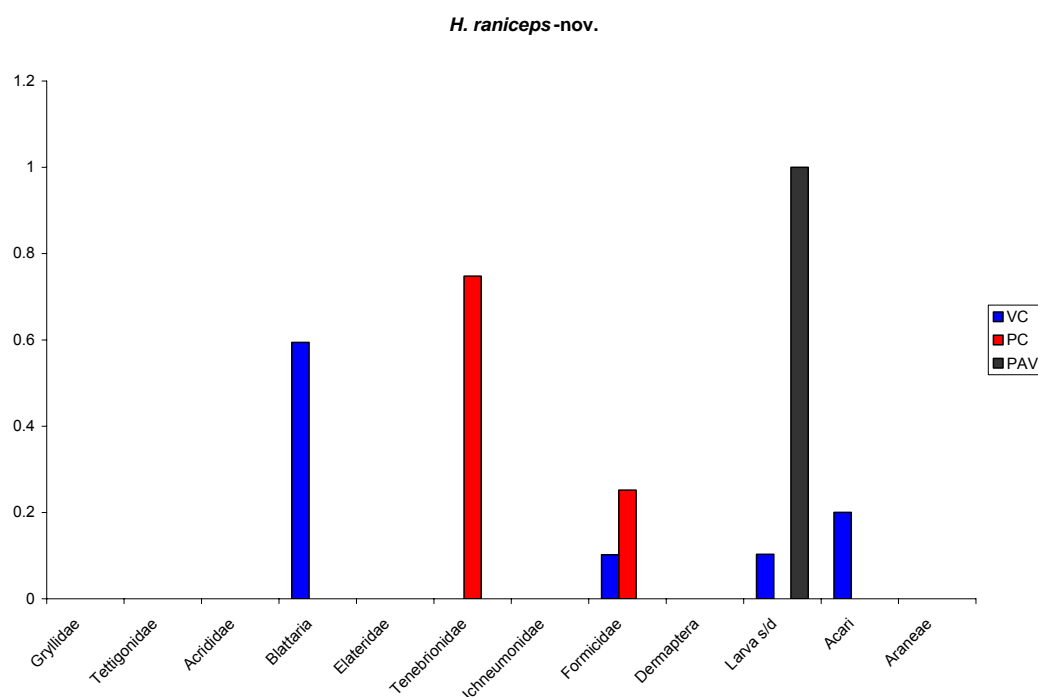


Figura 57. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. raniceps* en el mes de noviembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

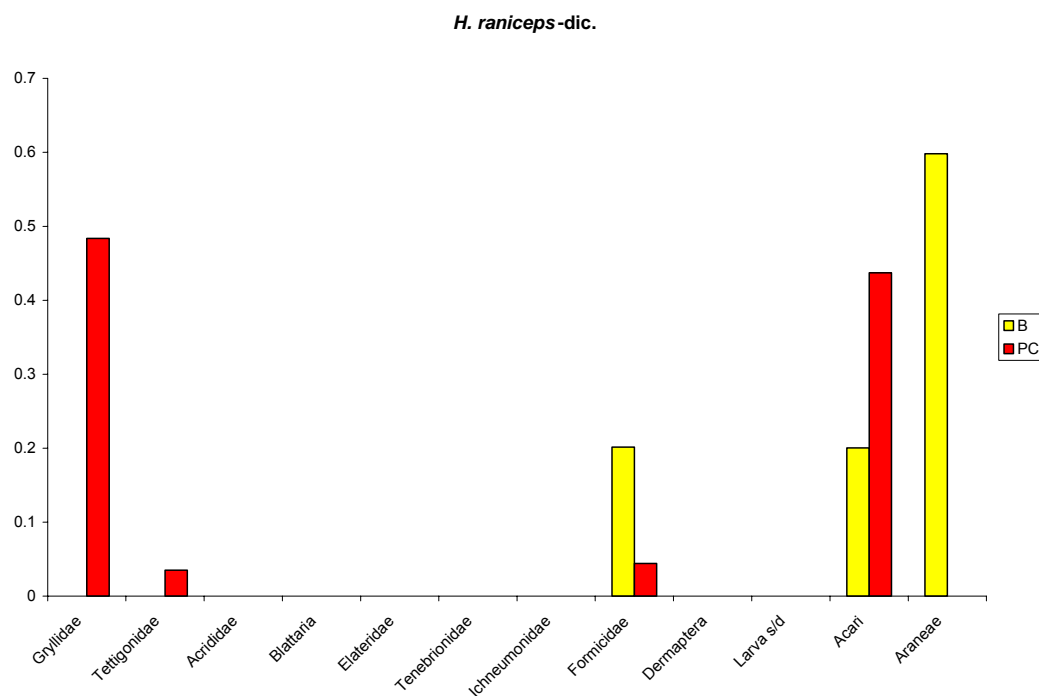


Figura 58. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. raniceps* en el mes de diciembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

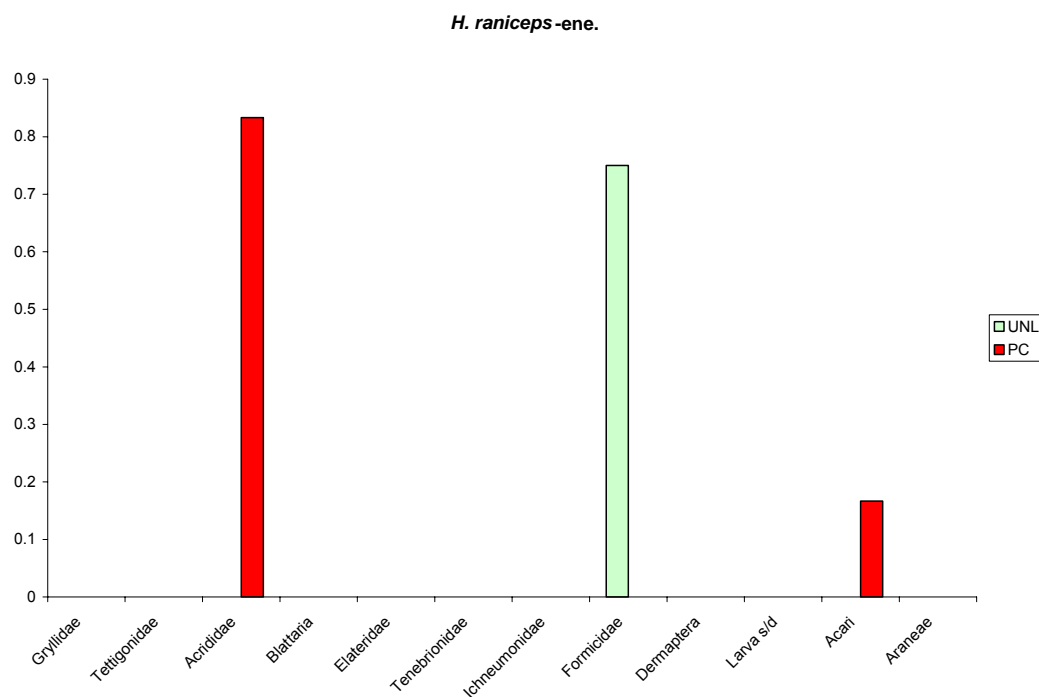


Figura 59. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. raniceps* en el mes de enero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

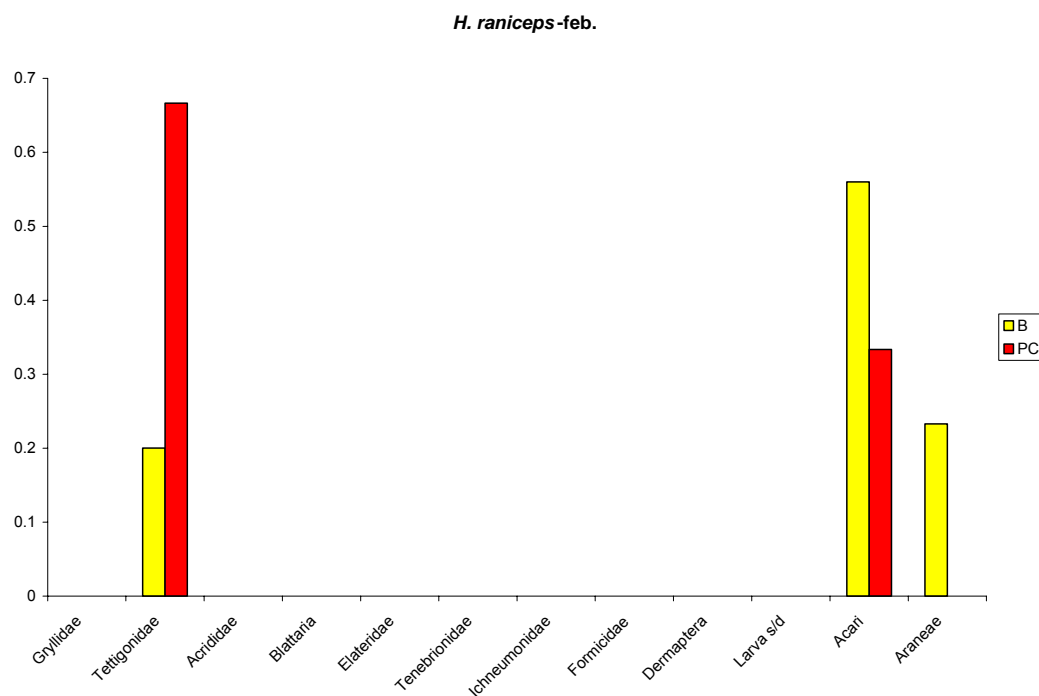


Figura 60. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. raniceps* en el mes de febrero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

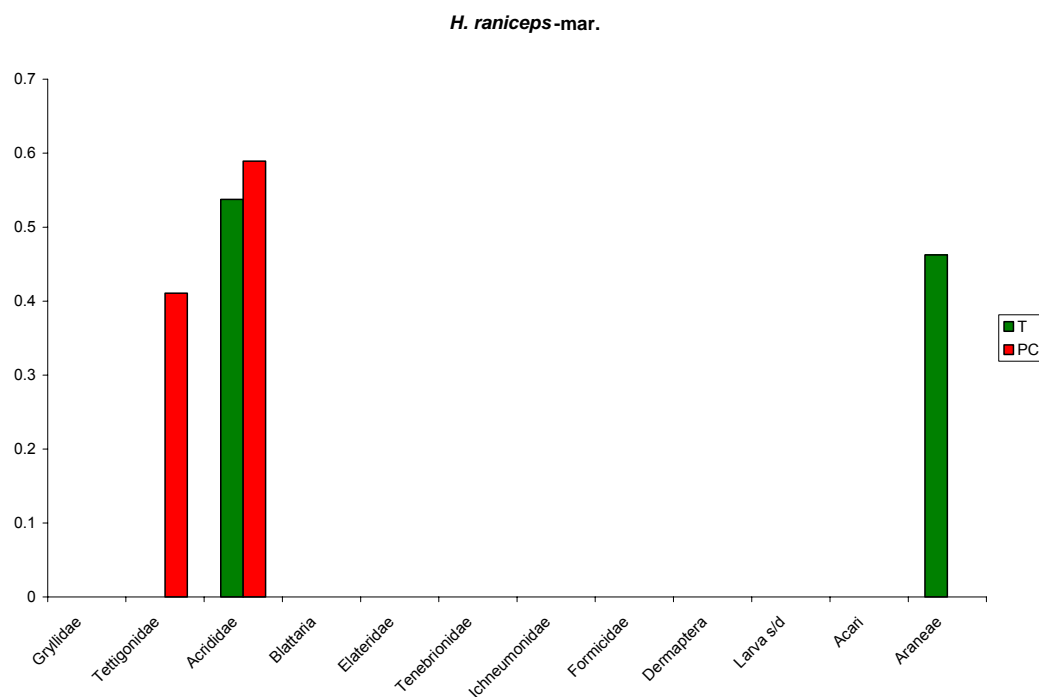


Figura 61. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. raniceps* en el mes de marzo. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

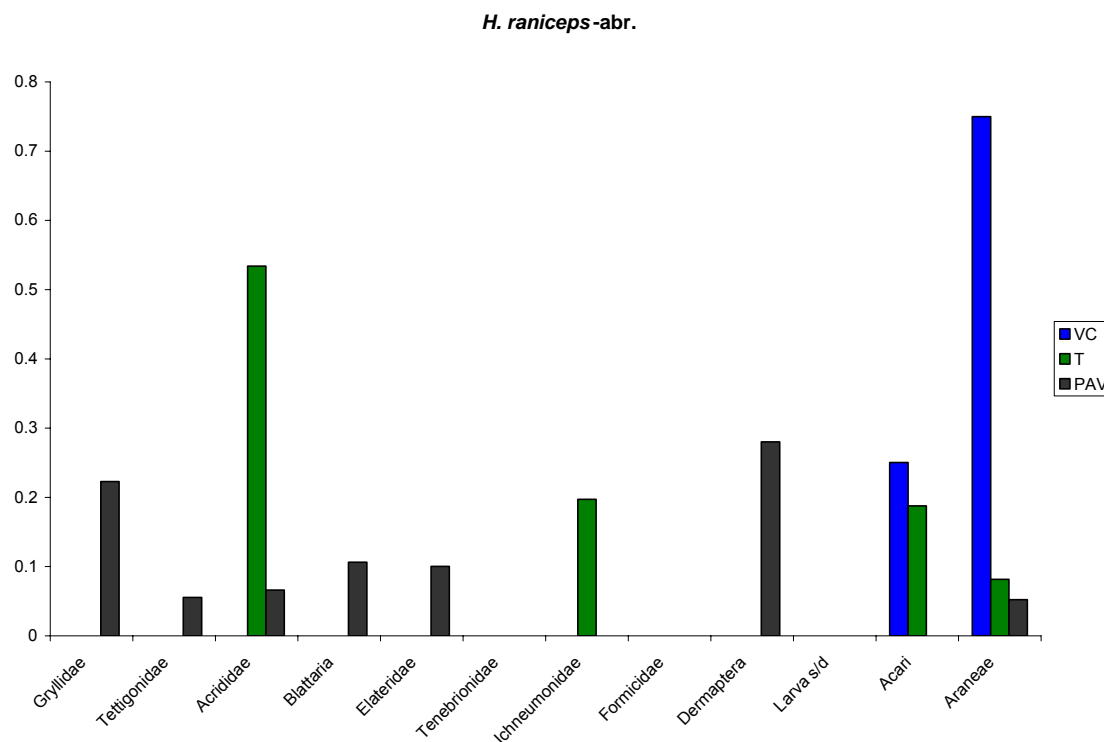


Figura 62. Resultados del Índice de Importancia relativa para *H. raniceps* en el mes de abril. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

Solapamiento trófico de H. raniceps entre ambientes sobre la base del IRI%.

Según los valores del IRI%, el grado de similitud de la dieta de *H. raniceps* entre los ambientes fue bajo ($O_{jk}=0,239$) e igual al esperado por azar (media de los índices simulados: $O_{jk}=0,241$; $p[\text{observed} \geq \text{expected}] < 0,462$; $p[\text{observed} \leq \text{expected}] = 0,538$). Al analizar el solapamiento entre pares de ambientes, la similitud de la dieta resultó elevada entre VC y B (Tabla 14), así como entre T y PC. Estos pares de ambientes también se agruparon en el dendograma (Figura 63). Por último, la dieta de *H. raniceps* resultó diferente tanto en PAV como en UNL (Tabla 14 y Figura 63).

	B	T	UNL	PC	PAV
VC	0.71	0.37	0.10	0.19	0.18
B		0.42	0.17	0.38	0.04
T			0	0.62	0.07
UNL				0.13	0
PC					0.11

Tabla 14. Solapamiento de la dieta de *H. raniceps* entre los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes para esta especie.

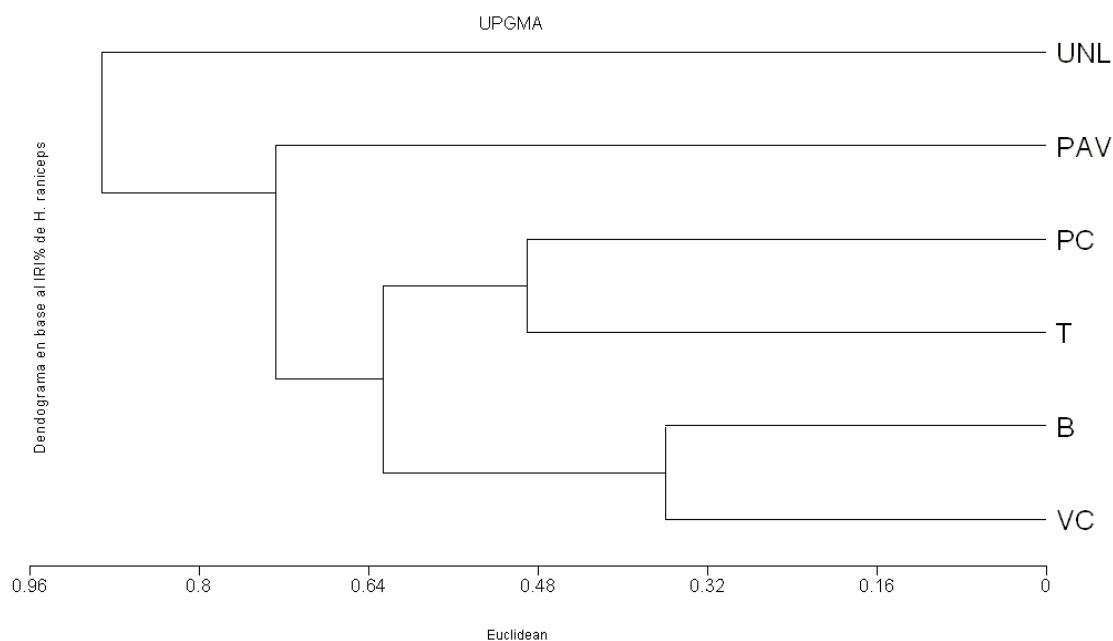


Figura 63. Agrupamiento de los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de *H. raniceps*.

Selectividad trófica de H. raniceps.

Sin discriminar por ambiente, las presas más numerosas en la dieta de *H. raniceps* fueron Acari, Araneae, Formicidae y Acrididae; aunque también resultaron abundantes en algunas muestras (ambiente/mes) otros artrópodos de gran tamaño como Gryllidae, Tettigonidae, Blattaria, Dermaptera e Ichneumonidae. Todas estas presas fueron consumidas por sobre su disponibilidad ambiental ($D > 0,15$), aún en aquellos casos en que el ítem representaba una proporción importante de la oferta trófica, como ocurrió con Formicidae en UNL y Acari en B y PC (Anexo, Tabla 38). Sólo en el 11,43% de las ocasiones (ambiente/mes) en que un ítem presa fue numeroso en la dieta, también representó una proporción superior al 10% de la oferta trófica, y esto ocurrió únicamente para las dos presas previamente mencionadas (Formicidae y Acari).

En VC, las cinco presas más abundantes de la dieta de *H. raniceps* fueron capturadas por sobre su disponibilidad ambiental ($D > 0,15$): Blattaria, Formicidae, Larvas s/d, Acari y Araneae.

Hypsiboas raniceps fue capturada en B solo en el mes de febrero. En este ambiente, las dos presas más numerosas resultaron ser de la clase Arachnida: Acari y Araneae; ambas consumidas selectivamente ($D = 0,877$ y $0,632$ respectivamente). Los ácaros registraron un elevado valor en el índice de Jacobs más allá de ser también una presa abundante en la oferta trófica.

Nuevamente en T, Acari y Araneae resultaron presas importantes en la dieta de *H. raniceps*; pero a estos dos ítems se sumaron en este ambiente las familias Ichneumonidae (Hymenoptera) y Acrididae. Los cuatro ítems fueron seleccionados preferencialmente por *H. raniceps* ($D > 0,15$).

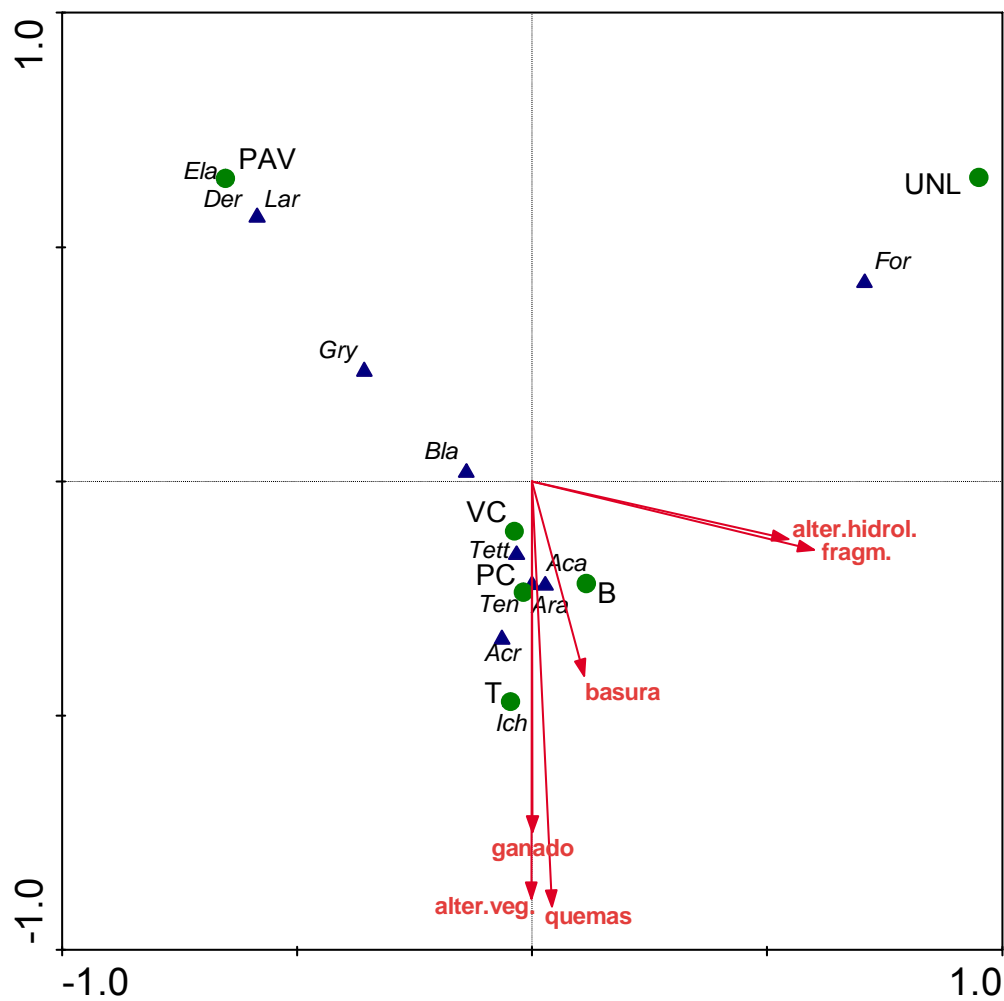
En la reserva universitaria (UNL-enero), los formícidos fueron el componente más numeroso de la dieta de las ranas, además de uno de los más abundantes en la oferta ambiental de presas. Sin embargo, este ítem fue consumido preferencialmente por *H. raniceps* y el índice de selectividad D arrojó un valor de 0,684.

Acari volvió a ser un ítem presa importante y fuertemente seleccionado por *H. raniceps* en PC durante tres de los cinco meses en los que se capturaron ejemplares de esta especie en este sitio de muestreo. La preferencia por esta presa fue marcada por el índice aún en diciembre y febrero, meses en los que los ácaros fueron proporcionalmente abundantes en la oferta trófica. En este ambiente *H. raniceps* también capturó preferencialmente presas de las familias Formicidae, Tenebrionidae (Coleoptera), Acrididae, Tettigonidae y Gryllidae ($D > 0,15$).

Por último, en PAV, *H. raniceps* consumió selectivamente presas de los taxa Araneae, Acari, Dermaptera, Formicidae, Elateridae y Gryllidae, además de Larvas s/d ($D > 0,15$).

Análisis de la relación entre la dieta de H. raniceps y la alteración ambiental.

Como se puede apreciar en el triplot del ACC (Figura 64), en la dieta de *H. raniceps* Formicidae resultó importante en los ambientes más aislados y con una mayor alteración de la dinámica hídrica. Por otro lado, la contribución a la alimentación de esta especie de presas como Dermaptera, Elateridae, Lampyridae y Gryllidae fue mayor cuanto menor fue la alteración ambiental. La relevancia del resto de las presas en la dieta de *H. raniceps* no parece asociarse (o solo hacerlo muy débilmente) a ningún tipo de alteración ambiental.



Resumen de las estadísticas para los ejes de ordenación	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Eigenvalues	0,745	0,653	0,437	0,283
Correlación especies-ambiente	1	1	1	1
Porcentaje acumulado de la variación de la relación especies-ambiente	33,3	62,5	82,0	94,7
Inercia total: 2,236				

Figura 64. Triplot del análisis de correspondencias canónicas en base a las presas más importantes de la dieta de *H. raniceps* según el IRI y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados en los que se capturaron ejemplares de esta especie (VC, B, T, UNL, PC y PAV). Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,745; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 2,236; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: Gry = Gryllidae; Tett = Tettigonidae; Acr = Acrididae; Bla = Blattaria; Ela = Elateridae; Ten = Tenebrionidae; Ich = Ichneumonidae; For = Formicidae; Der = Dermaptera; Lar = Larva s/d; Aca = Acari; Ara = Araneae; *quemadas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante periodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia

de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

3.4.6. *Scinax nasicus*

Importancia relativa de las presas consumidas por S. nasicus.

Las presas más importantes para esta especie según los valores del IRI% variaron notablemente entre los ambientes y meses muestreados. En noviembre las hormigas resultaron las presas con mayor contribución a la dieta de *S. nasicus* (Figura 65). Las arañas fueron importantes en su dieta durante diciembre y enero (Figuras 66 y 67). También en enero y en febrero los lepidópteros alcanzaron valores elevados del IRI% (Figuras 67 y 68). Durante marzo, los dípteros, principalmente Culicidae aunque también Chironomidae y Simuliidae, fueron ítems de gran relevancia en la dieta de *S. nasicus* en VC y T, mientras que en UNL las presas más importantes resultaron Acrididae y Cercopidae (Figura 69). Durante abril existió una gran variación en la dieta de las ranas entre los cuatro ambientes en los que se capturaron ejemplares (Figura 70).

A continuación se presentan las gráficas de los resultados del IRI% para *S. nasicus* en los diferentes ambientes y meses en los que se capturaron ejemplares (Figuras 65 a 70):

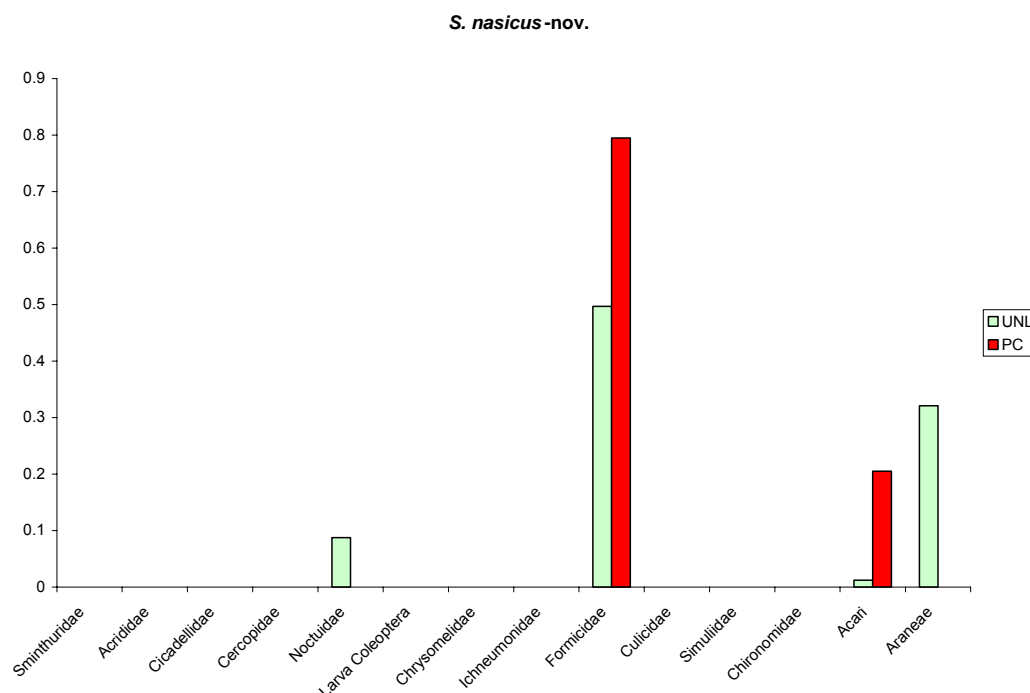


Figura 65. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. nasicus* en el mes de noviembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

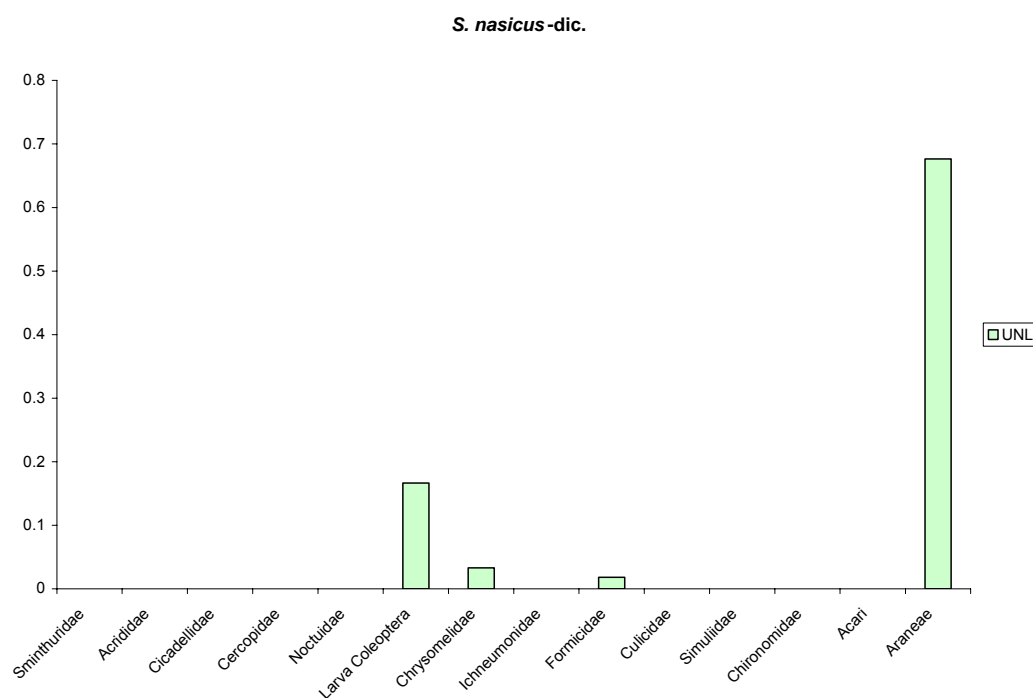


Figura 66. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. nasicus* en el mes de diciembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

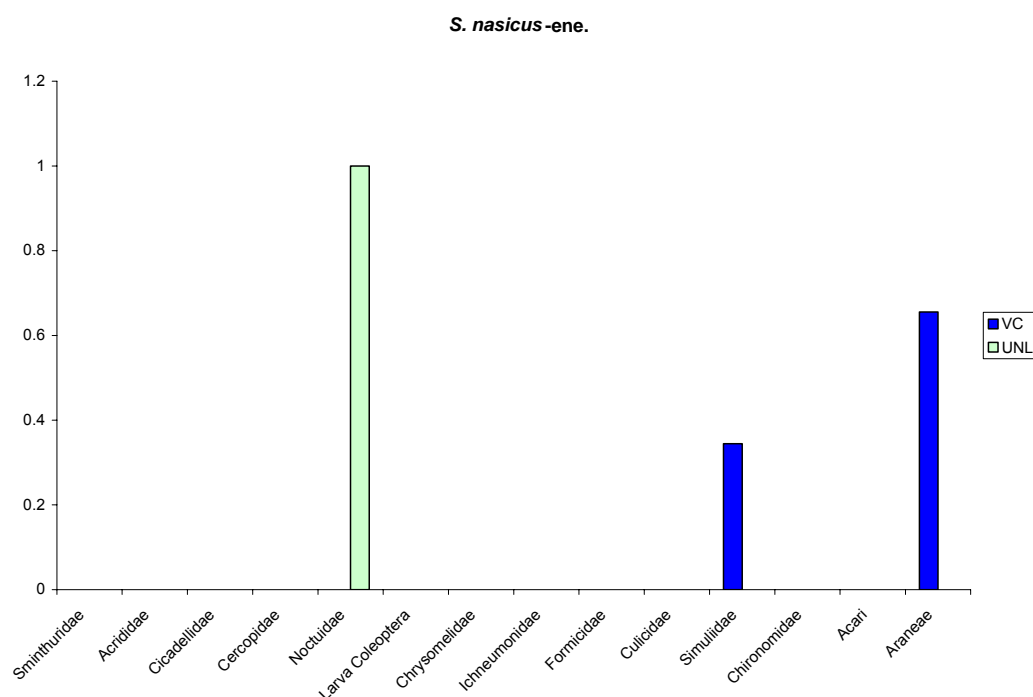


Figura 67. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. nasicus* en el mes de enero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

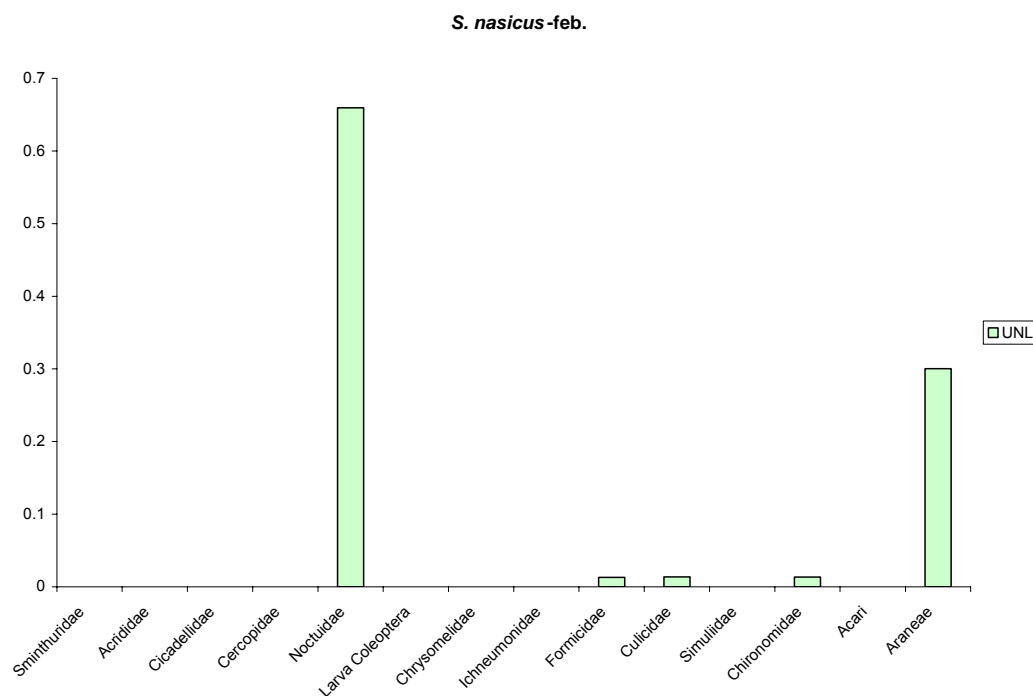


Figura 68. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. nasicus* en el mes de febrero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

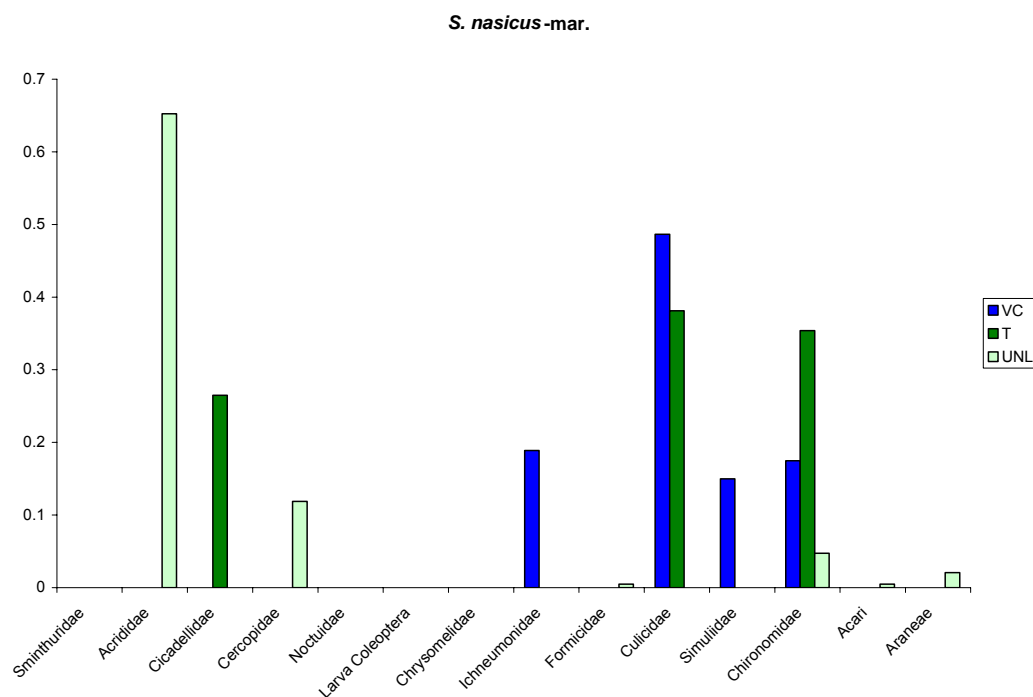


Figura 69. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. nasicus* en el mes de marzo. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

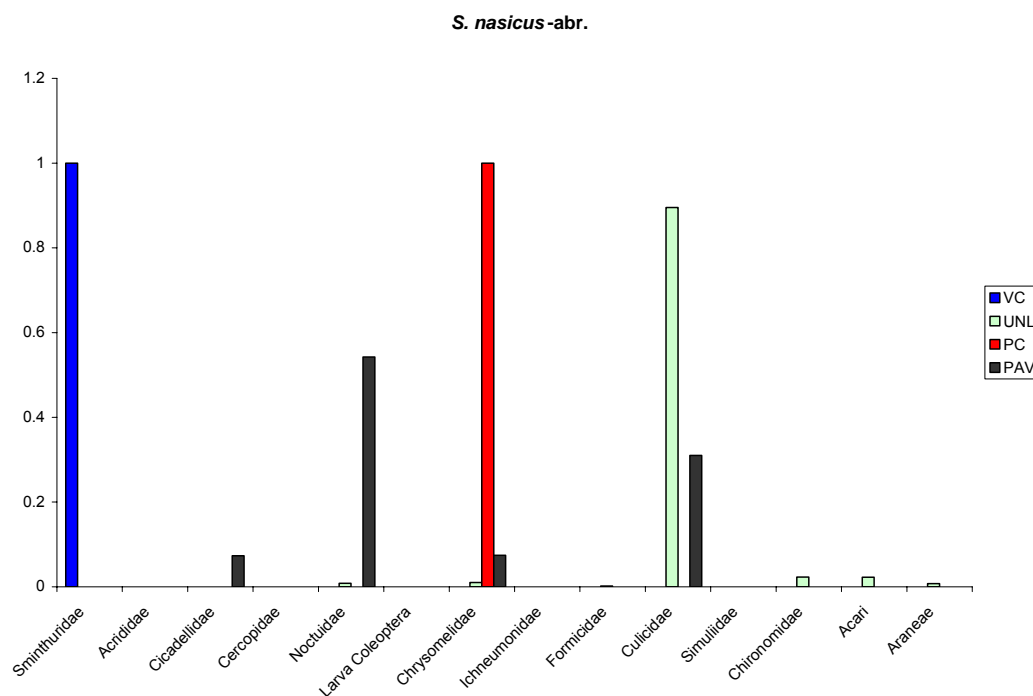


Figura 70. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. nasicus* en el mes de abril. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

Solapamiento trófico de S. nasicus entre ambientes sobre la base del IRI%.

Según los valores del IRI%, el grado de similitud de la dieta de *S. nasicus* entre los ambientes fue bajo ($O_{jk}=0,248$) e igual al esperado por azar (media de los índices simulados: $O_{jk}=0,243$; $p[\text{observed} \geq \text{expected}] < 0,416$; $p[\text{observed} \leq \text{expected}] = 0,584$). Al analizar el solapamiento entre pares de ambientes, la similitud de la dieta sólo resultó elevada entre PAV y UNL (Tabla 15). Esto se vio reflejado en el dendograma, donde estos dos ambientes formaron un grupo, poco relacionado con los tres ambientes restantes (Figura 71). Por último, la similitud de la dieta de *S. nasicus* entre T, VC y UNL también fue baja (Tabla 15 y Figura 71).

	T	UNL	PC	PAV
VC	0.30	0.37	0	0.17
T		0.25	0	0.37
UNL			0.15	0.77
PC				0.09

Tabla 15. Solapamiento de la dieta de *S. nasicus* entre los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes para esta especie.

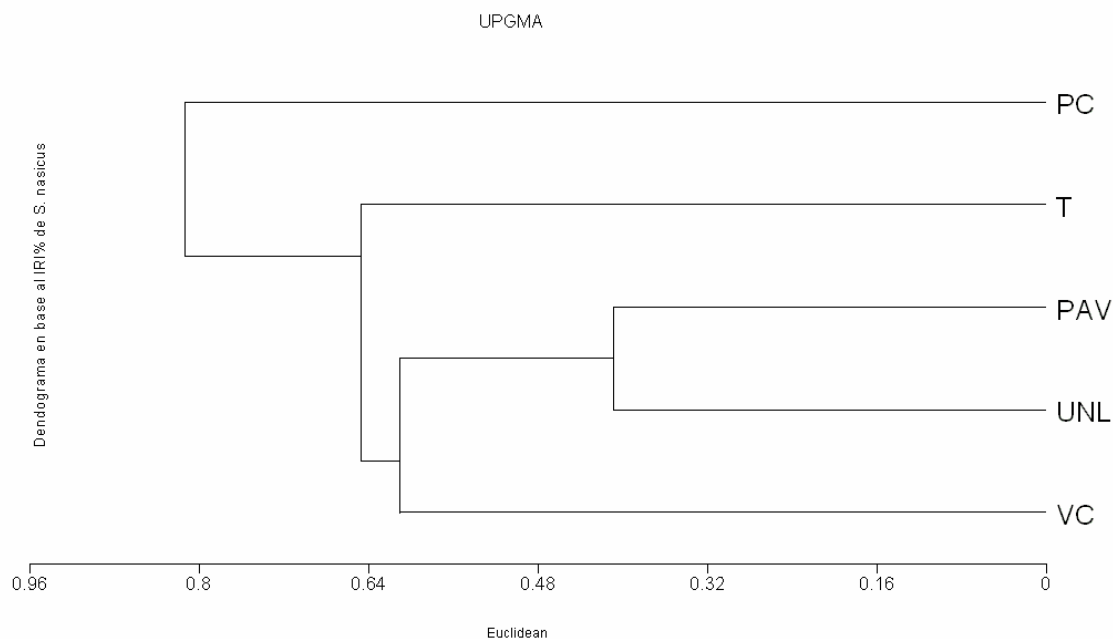


Figura 71. Agrupamiento de los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de *S. nasicus*.

Selectividad trófica de S. nasicus.

Teniendo en cuenta las abundancias relativas en la dieta de los taxa consumidos, las presas con mayor presencia en la dieta de *S. nasicus*, sin discriminar por ambiente, resultaron Araneae, Entomobryidae, Acrididae, Cercopidae y Noctuidae. De estos, Araneae, Acrididae y Noctuidae fueron predados selectivamente en todas las oportunidades en que formaron parte significativa de la dieta ($D > 0,15$). Mientras que Cercopidae y Entomobryidae en algunas muestras (ambiente/mes) fueron consumidos proporcionalmente a su abundancia o incluso por debajo de su disponibilidad en la oferta trófica correspondiente, sin dejar por ello de representar un componente importante de la dieta de las ranas (más del 10% de la abundancia relativa en la dieta) (Anexo, Tabla 39).

Las presas más numerosas para *S. nasicus* en VC fueron representantes de diversos taxa: colémbolos (Entomobryidae y Sminthuridae), ortópteros (Acrididae) hemípteros (Cercopidae), dípteros (Simuliidae y Chironomidae) y arácnidos (Araneae). Todos ellos fueron seleccionados por las ranas por sobre su abundancia relativa en el ambiente, incluso los Sminthuridae en abril, cuando representaron una elevada proporción de la oferta trófica ($D > 0,15$).

En cambio, en T, otra familia de colémbolos, Entomobryidae, fue consumida por debajo de su disponibilidad ambiental, aún cuando representó un componente relevante de la dieta de *S. nasicus* ($D = -0,415$). De igual manera ocurrió con

Chironomidae ($D = -0,154$), mientras que los Cercopidae, también abundantes en la dieta y el ambiente, fueron consumidos casi proporcionalmente a su disponibilidad ambiental ($D = 0,129$). Acrididae resultó ser el único ítem presa claramente seleccionado por *S. nasicus* en T ($D = 0,564$).

El UNL, único ambiente en donde se capturaron ejemplares de esta especie durante los seis meses considerados, la presa con mayor abundancia relativa en la dieta de los anfibios de varios meses resultó ser Araneae; ítem para el que el índice de Jacobs indicó valores de preferencia ($D > 0,15$). También fueron importantes en la dieta y seleccionados positivamente en alguna de las muestras los Noctuidae, Acari, Formicidae, Larvas de Coleoptera, Cercopidae, Acrididae y Entomobryidae. Los Culicidae, componente relevante en la oferta trófica durante casi todos los meses, fueron consumidos por debajo de su disponibilidad ambiental de noviembre a marzo, no siendo así en abril, único mes en el que representaron una proporción mayor al 10% de la dieta de los anfibios y el valor de D alcanzó 0,549.

Chrysomelidae, Formicidae y Acari resultaron las presas más numerosas en la dieta de *S. nasicus* en PC ($D > 0,15$). En tanto, en PAV, además de los Chrysomelidae, los Noctuidae, y Culicidae resultaron abundantes en la dieta y seleccionados positivamente ($D > 0,15$), siendo el único de estos tres taxa abundante en la oferta trófica. Por último, para Cicadellidae, importante tanto en la dieta de *S. nasicus* como en la oferta de PAV (abril), no se puede referir una selectividad marcada, ya que el valor del índice D fue de 0,1.

Análisis de la relación entre la dieta de S. nasicus y la alteración ambiental.

Según el ACC (Figura 72), la importancia de Ichneumonidae, Sminthuridae, Simuliidae y en menor medida Araneae en la dieta de *S. nasicus* se relacionó con la alteración del ambiente por la presencia de ganado. En cambio, la relevancia de Chironomidae y Cicadellidae en la alimentación de *S. nasicus* se asoció a la fragmentación ambiental y presencia de basura. Culicidae, que también se relacionó con estos tipos de alteración, se vio más influenciada por las quemas de la vegetación. Por otro lado, Formicidae, Chrysomelidae y Acari resultaron importantes en la dieta de *S. nasicus* cuando la alteración ambiental fue menor.

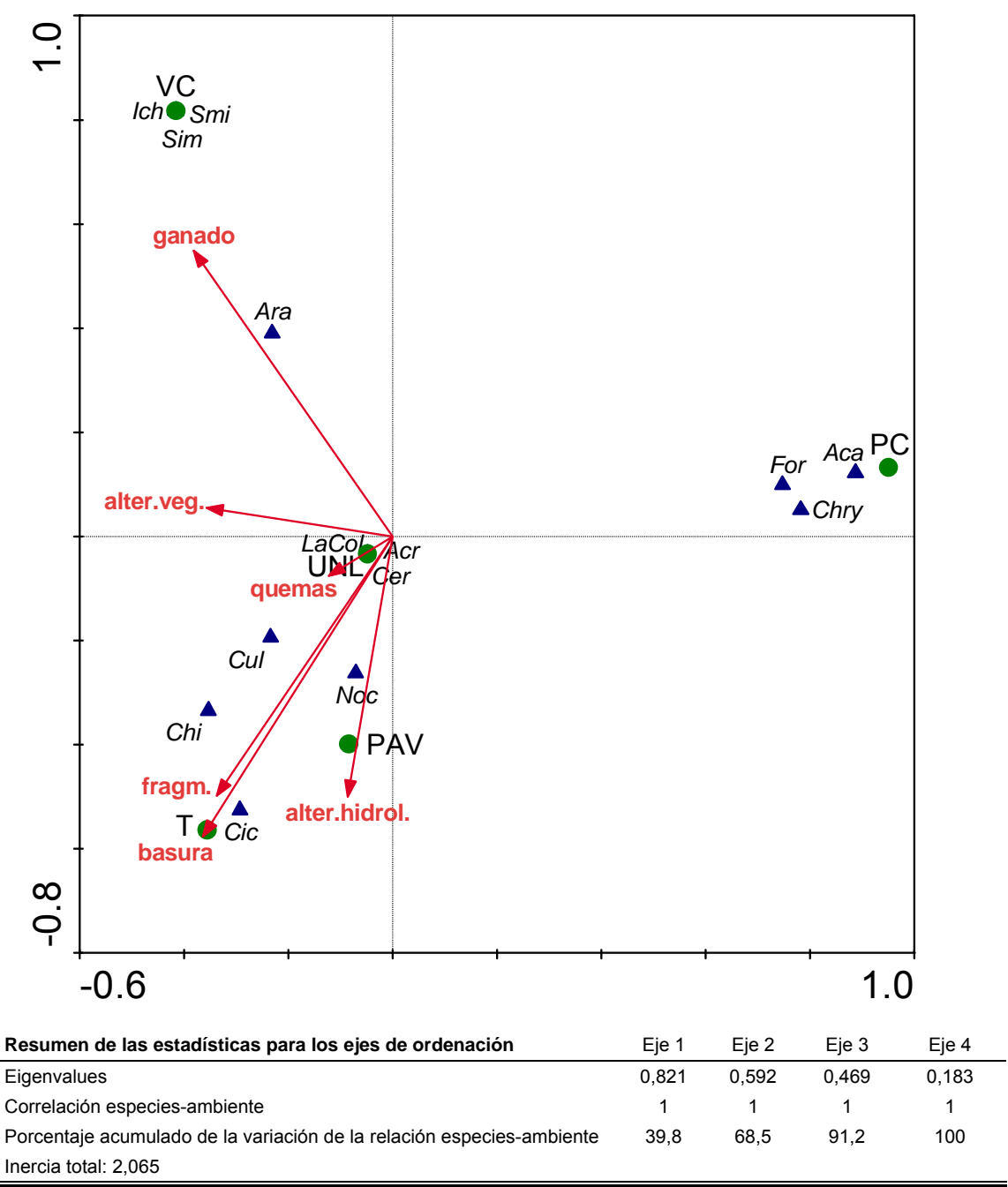


Figura 72. Triplot del análisis de correspondencias canónicas en base a las presas más importantes de la dieta de *S. nasicus* según el IRI y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados en los que se capturaron ejemplares de esta especie (VC, T, UNL, PC y PAV). Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,821; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 2,065; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: Smi = Sminthuridae; Acr = Acrididae; Cic = Cicadellidae; Cer = Cercopidae; Noc = Noctuidae; LaCol = Larva Coleoptera; Chry = Chrysomelidae; Ich = Ichneumonidae; For = Formicidae; Cul = Culicidae; Sim = Simuliidae; Chi = Chironomidae; Aca = Acari; Ara = Araneae; *quemas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o

permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

3.4.7. *Scinax squalirostris*

Importancia relativa de las presas consumidas por S. squalirostris.

El IRI% mostró a las arañas (Araneae) con mayor contribución en esta especie (Figuras 73, 74, 76, 77 y 78). Sin embargo, en los diferentes ambientes y meses muestreados se pudo constatar la presencia de otros ítems importantes para la alimentación de *S. squalirostris* pertenecientes a diferentes órdenes de insectos como Cicadellidae, Lygaeidae y Braconidae en B enero (Figura 75), Chironomidae y Sciomyzidae en PC y B diciembre (Figura 74) y Cercopidae en febrero T (Figura 76).

A continuación se presentan las gráficas de los resultados del IRI% para *S. squalirostris* en los diferentes ambientes y meses en los que se capturaron ejemplares (Figuras 73 a 78):

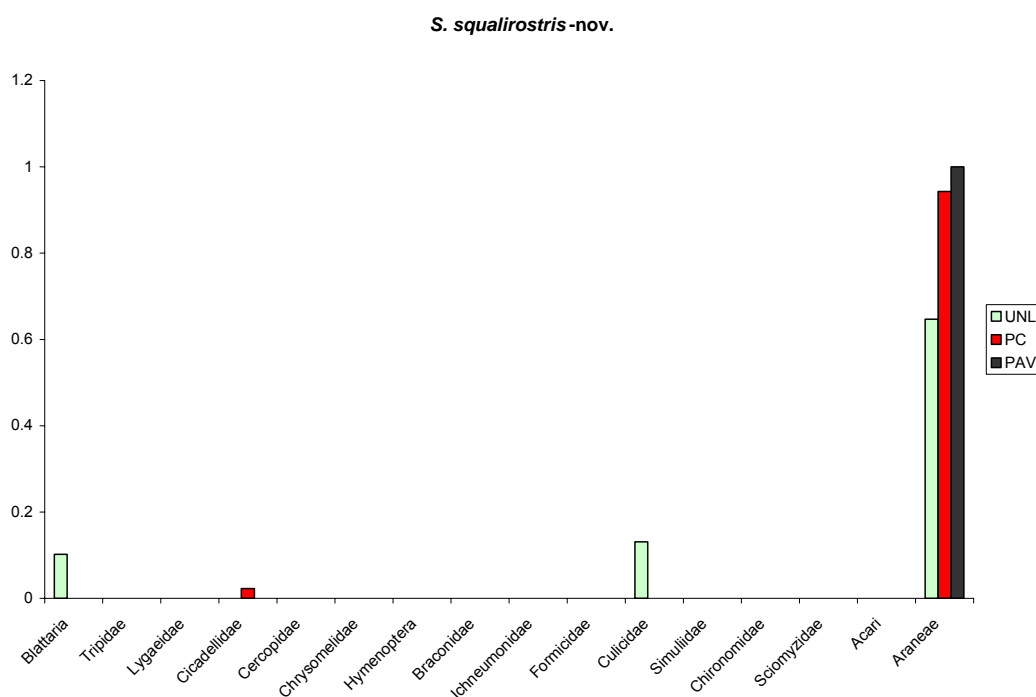


Figura 73. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. squalirostris* en el mes de noviembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

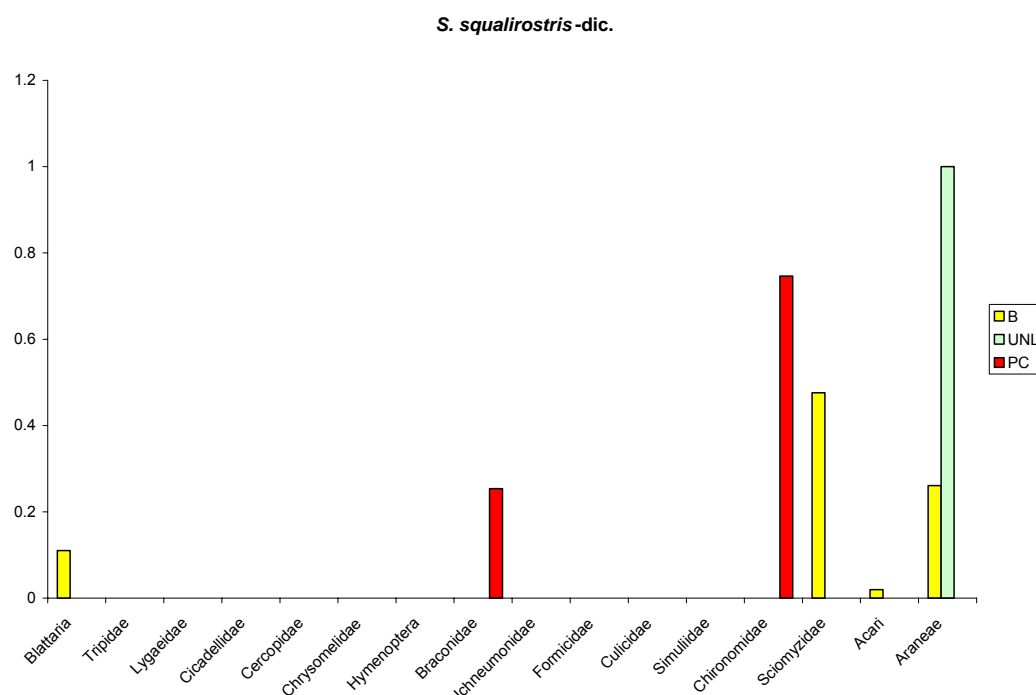


Figura 74. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. squalirostris* en el mes de diciembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

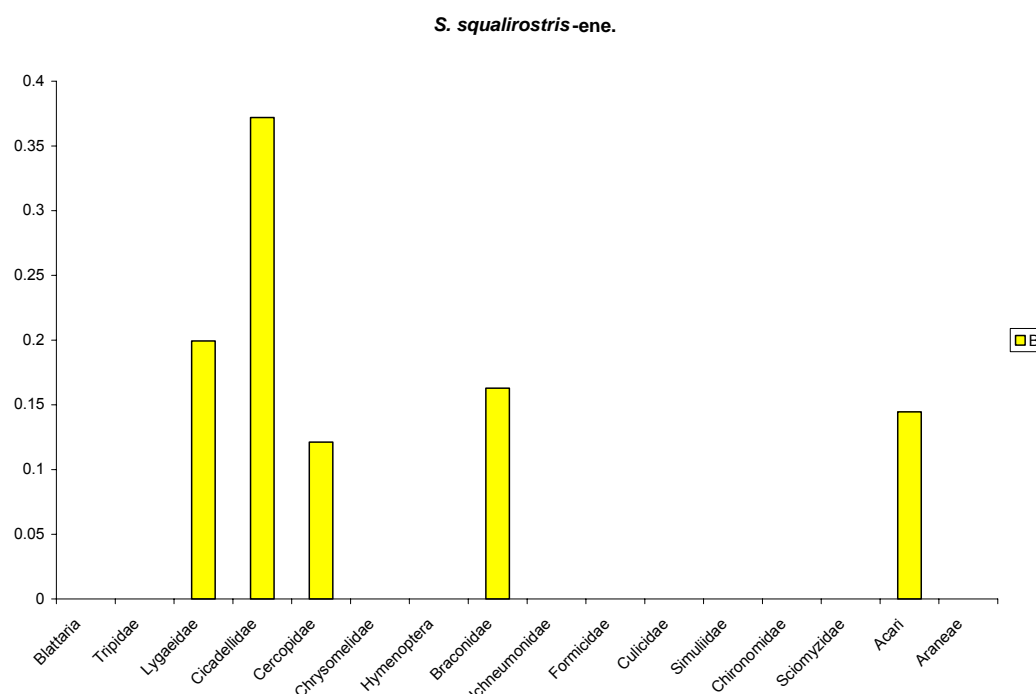


Figura 75. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. squalirostris* en el mes de enero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

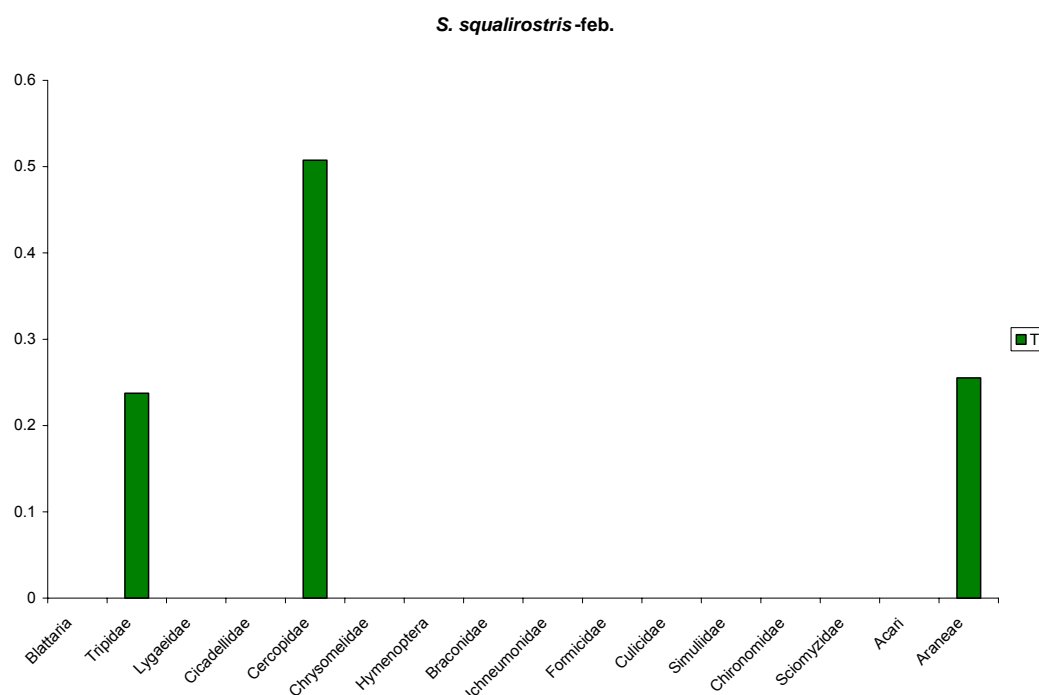


Figura 76. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. squalirostris* en el mes de febrero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

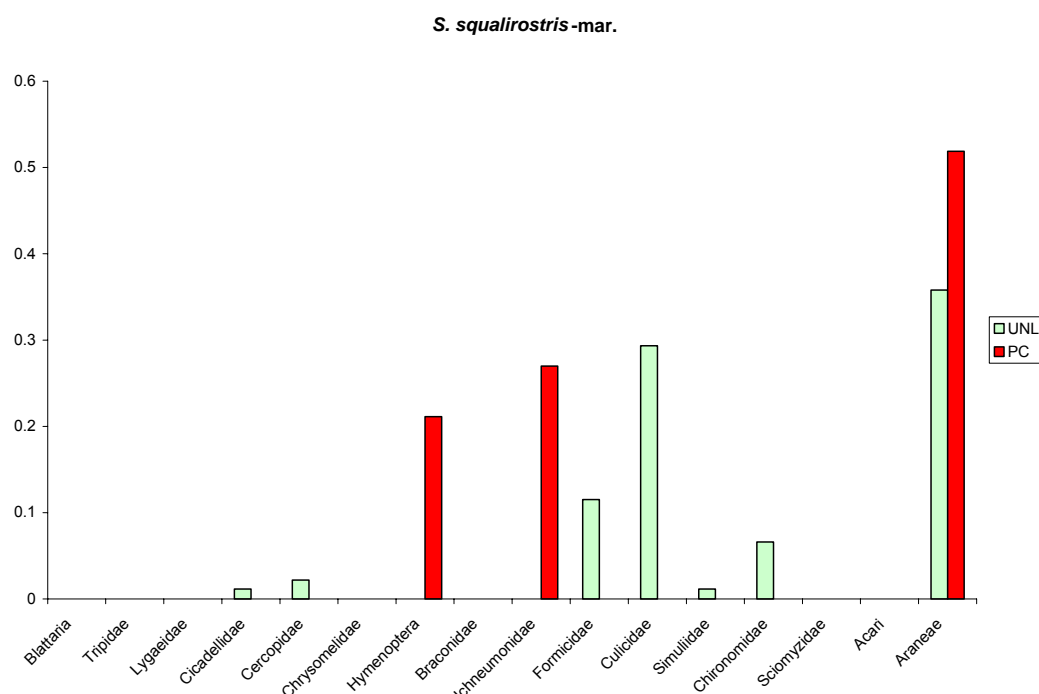


Figura 77. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. squalirostris* en el mes de marzo. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

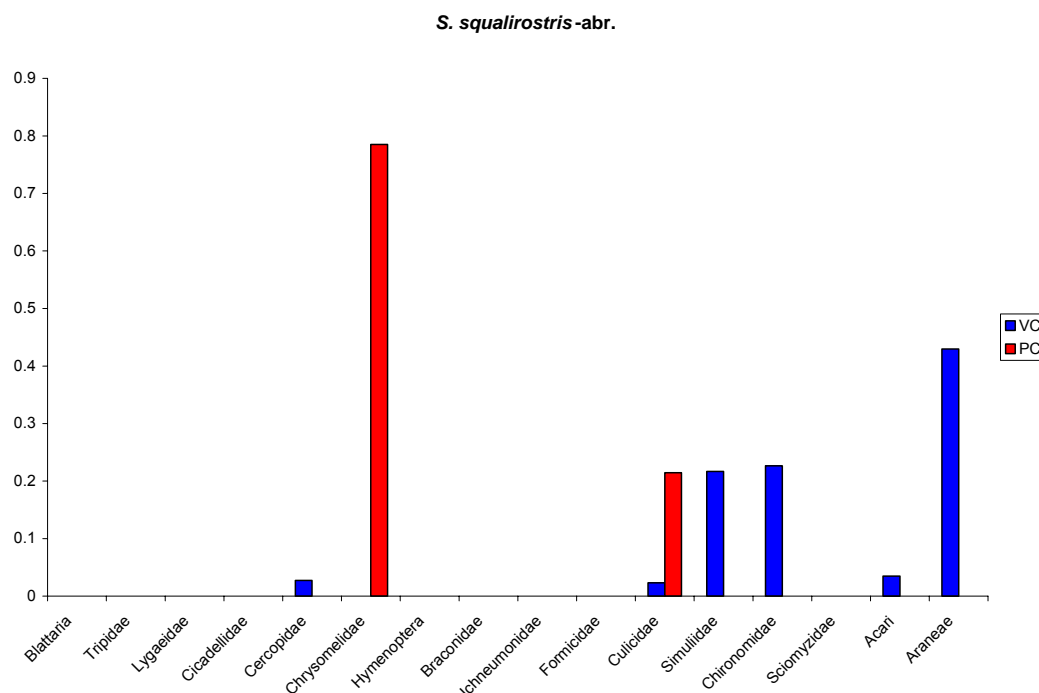


Figura 78. Resultados del Índice de Importancia relativa para *S. squalirostris* en el mes de abril. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

Solapamiento trófico de S. squalirostris entre ambientes sobre la base del IRI%.

Según los valores del IRI%, el grado de similitud de la dieta de *S. squalirostris* entre los ambientes fue medianamente elevado ($O_{jk}=0,539$) y superior al esperado por azar (media de los índices simulados: $O_{jk}=0,182$; $p[\text{observed} \geq \text{expected}] < 0.001$; $p[\text{observed} \leq \text{expected}] = 1$). La gran similitud en la dieta de *S. squalirostris* entre PAV y UNL (Tabla 16 y Figura 79) se debió al consumo de arañas en estos ambientes. Este ítem fue el único consumido por *S. squalirostris* en PAV y representó el 67% de la dieta de las ranas de UNL según el IRI%. VC, ambiente donde la dieta de *S. squalirostris* resultó muy similar a la registrada en PAV, UNL y PC (Tabla 16), en el dendograma formó un grupo junto a PC (Figura 79), relacionándose más lejanamente con B. Por último, en T la dieta de *S. squalirostris* también resultó muy diferente respecto al resto de los ambientes (Tabla 16 y Figura 79).

	B	T	UNL	PC	PAV
VC	0.30	0.38	0.81	0.80	0.80
B		0.28	0.35	0.31	0.35
T			0.41	0.32	0.41
UNL				0.79	0.97
PC					0.78

Tabla 16. Solapamiento de la dieta de *S. squalirostris* entre los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes para esta especie.

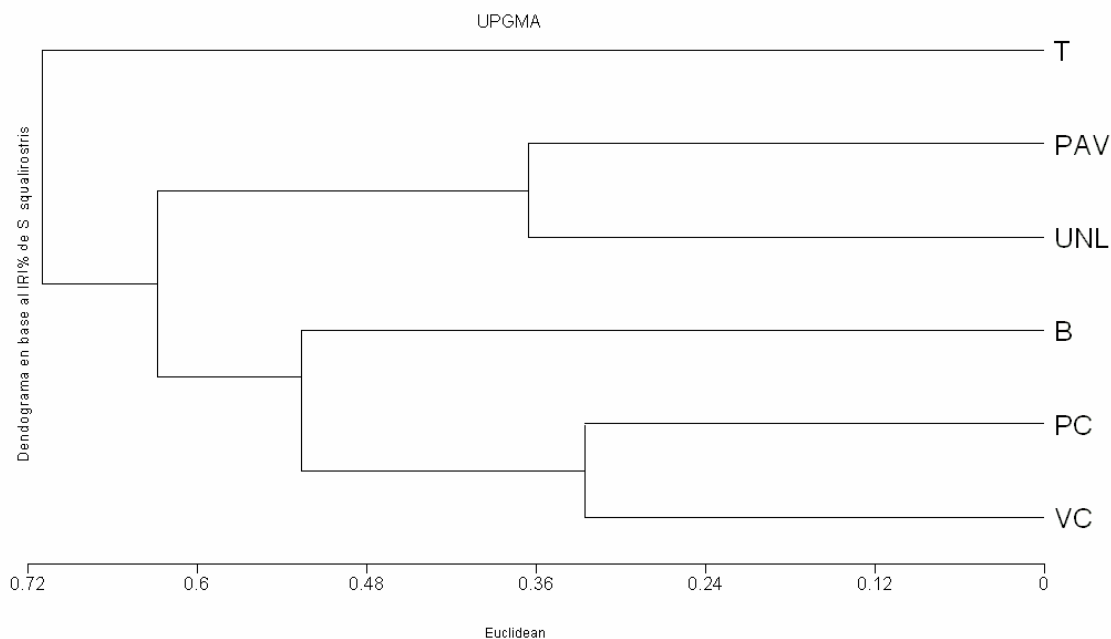


Figura 79. Agrupamiento de los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de *S. squalirostris*.

Selectividad trófica de S. squalirostris.

Esta especie consumió en todos los ambientes y casi todos los meses un gran número de arañas (Araneae), que conformaron su principal ítem presa y fueron consumidas por sobre su abundancia en la oferta trófica ($D > 0,15$) (Anexo, Tabla 40). En un segundo y alejado puesto se encuentran otras presas tales como Culicidae y Chironomidae. En *S. squalirostris*, solo el 18,18% de las veces (ambiente/mes) en que un ítem presas fue importante en la dieta, también representó una proporción superior al 10% de la oferta trófica.

Esta especie fue capturada en VC solo durante el mes de abril. En ese ambiente, las presas más numerosas en la dieta de *S. squalirostris* fueron los dípteros de las familias Simuliidae y Chironomidae y los arácnidos Acari y Araneae, todas ellas capturadas selectivamente ($D > 0,15$).

También en T, *S. squalirostris* fue colectada solo en febrero. Resultando Araneae, Tripidae (Thysanoptera) y Cercopidae las presas más abundantes en su dieta. Todos estos ítems fueron consumidos por sobre su disponibilidad ambiental, aún Cercopidae, que representó más del 11% de la oferta trófica.

En B, un número mayor de ítems fueron consumidos selectivamente ($D > 0,15$) por *S. squalirostris* y conformaron una porción significativa de la dieta de esta especie: Araneae, Sciomyzidae (Diptera), Braconidae (Hymenoptera), Cercopidae, Cicadellidae

y Lygaeidae. En tanto Acari, ítem importante tanto en la dieta como en la oferta trófica, también fue consumido por sobre su disponibilidad ambiental ($D = 0,295$).

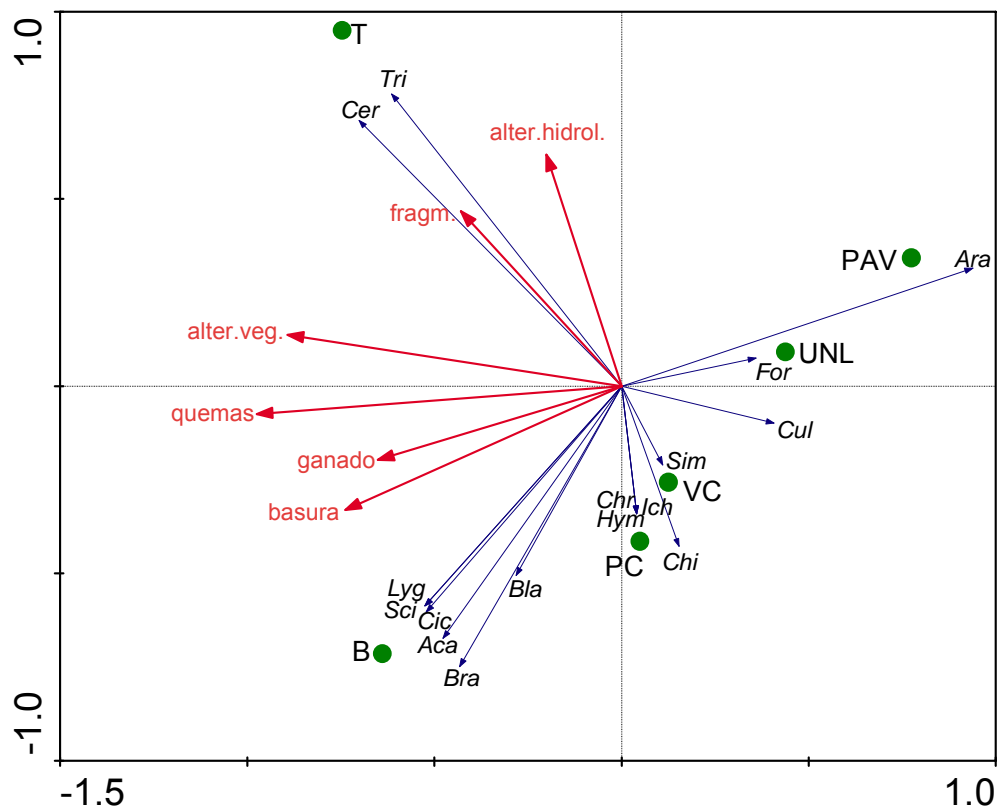
En la reserva universitaria (UNL), nuevamente las arañas (Araneae) representaron un componente numeroso en la dieta de *S. squalirostris* y fueron selectivamente capturadas por las ranas ($D > 0,15$) aún cuando también constituyeron una porción relevante de la oferta trófica (11,74% en diciembre). Formicidae fue el otro ítem presa consumido por sobre su disponibilidad ambiental ($D = 0,228$). En tanto Chironomidae representó el 20% de la dieta de *S. squalirostris* en UNL en marzo pero fue consumida por debajo de su elevada abundancia en el ambiente ($D = -0,301$); y Culicidae, abundante en la dieta y oferta de noviembre y marzo, resultó levemente preferida en noviembre ($D = 0,167$) y consumida proporcionalmente a su abundancia en marzo ($D = -0,079$).

PC resultó el ambiente donde se registró un mayor número de taxas con una contribución importante a la dieta de *S. squalirostris*: Isopoda, Araneae, Cecidomyiidae (Diptera), Chironomidae, Culicidae, Ichneumonidae, Braconidae, Chrysomelidae y Cicadellidae. Estos nueve ítems fueron capturados por las ranas por sobre su abundancia relativa en la oferta trófica ($D > 0,15$).

Por último, en PAV, donde solo se colectaron ejemplares de *S. squalirostris* en el mes de noviembre, nuevamente las arañas representaron el componente más importante de la dieta.

Análisis de la relación entre la dieta de S. squalirostris y la alteración ambiental.

En el triplot del RDA (Figura 80) se observa que la importancia de Tripidae y Cercopidae en la alimentación de *S. squalirostris* se relacionó principalmente con la alteración del hidroperíodo, aislamiento del ambiente y alteración de la vegetación por haber sido consumidas por esta especie abundantemente en T. Sciomyzidae, Lygaeidae, Cicadellidae, Acari, Blattaria y Braconidae fueron presas importantes en la dieta de esta rana en los ambientes más alterados; siendo su principal asociación con la presencia de basura, ganado y quemas, aunque también se relacionaron con la alteración de la vegetación. Sin embargo, la disposición de estos artrópodos en el triplot se contrapuso a la del vector de alteración de la hidrología y el grado de aislamiento. Por otro lado, el consumo tanto Chrysomelidae, Hymenoptera, Ichneumonidae, Chironomidae y Simuliidae estuvo relacionado una alteración intermedia del ambiente. Siendo Araneae el grupo de artrópodos asociados con una dieta en ambientes menos alterados.



Resumen de las estadísticas para los ejes de ordenación	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Eigenvalues	0,493	0,263	0,147	0,073
Correlación especies-ambiente	1	1	1	1
Porcentaje acumulado de la variación de la relación especies-ambiente	49,3	75,6	90,3	97,6
Varianza total: 1				

Figura 80. Triplot del análisis de redundancia en base a las presas más importantes de la dieta de *S. squalirostris* según el IRI y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados en los que se capturaron ejemplares de esta especie (VC, B, T, UNL y PC). Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,493; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 1; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: Bla = Blattaria; Tri = Tripidae; Lyg = Lygaeidae; Cic = Cicadellidae; Cer = Cercopidae; Chry = Chrysomelidae; Hym = Hymenoptera s/d; Bra = Braconidae; Ich = Ichneumonidae; For = Formicidae; Cul = Culicidae; Sim = Simuliidae; Chi = Chironomidae; Sci = Sciomyzidae; Aca = Acari; Ara = Araneae; *quemas*: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; *alter.hidrol.*: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o

desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

3.4.8. *Pseudis limellum*

Importancia relativa de las presas consumidas por P. limellum.

La variación en la importancia relativa de las diferentes presas en la dieta de *P. limellum* según los valores del IRI% resultó notoria, tanto entre ambientes como a lo largo del período estudiado. Sin embargo, las arañas (Araneae) resultaron ser una presa distinguible en su dieta para muchas muestras. También lo fueron los Culicidae y Coenagrionidae y, en menor medida, Sminthuridae y Lygaeidae, entre otros.

A continuación se presentan las gráficas de los resultados del IRI% para esta especie en los seis ambientes y de noviembre a abril (Figuras 81 a 86):

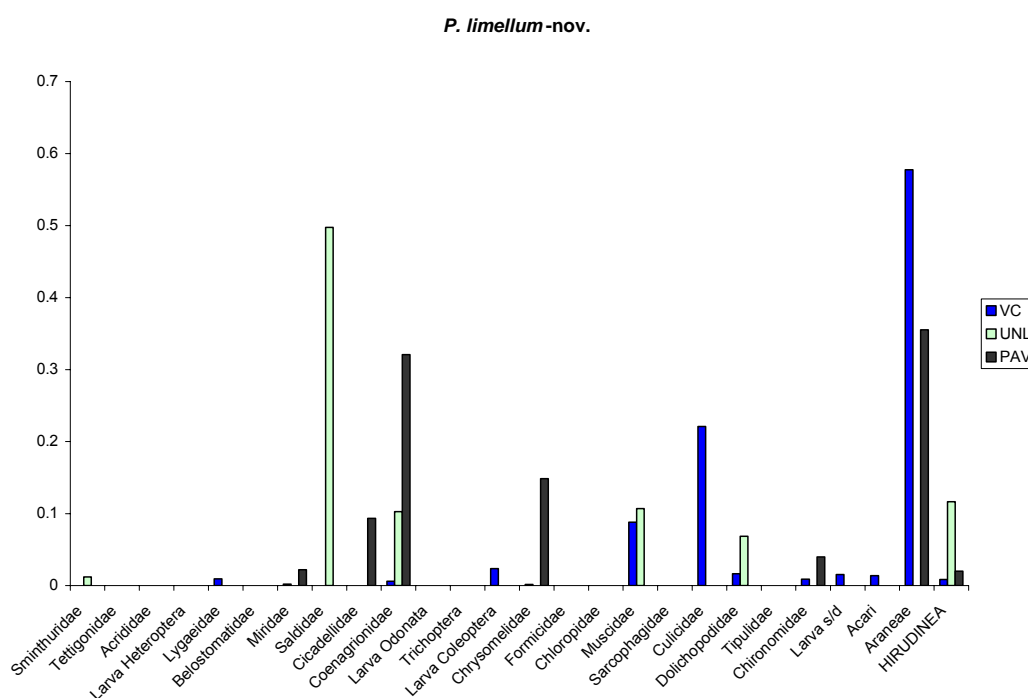


Figura 81. Resultados del Índice de Importancia relativa para *P. limellum* en el mes de noviembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

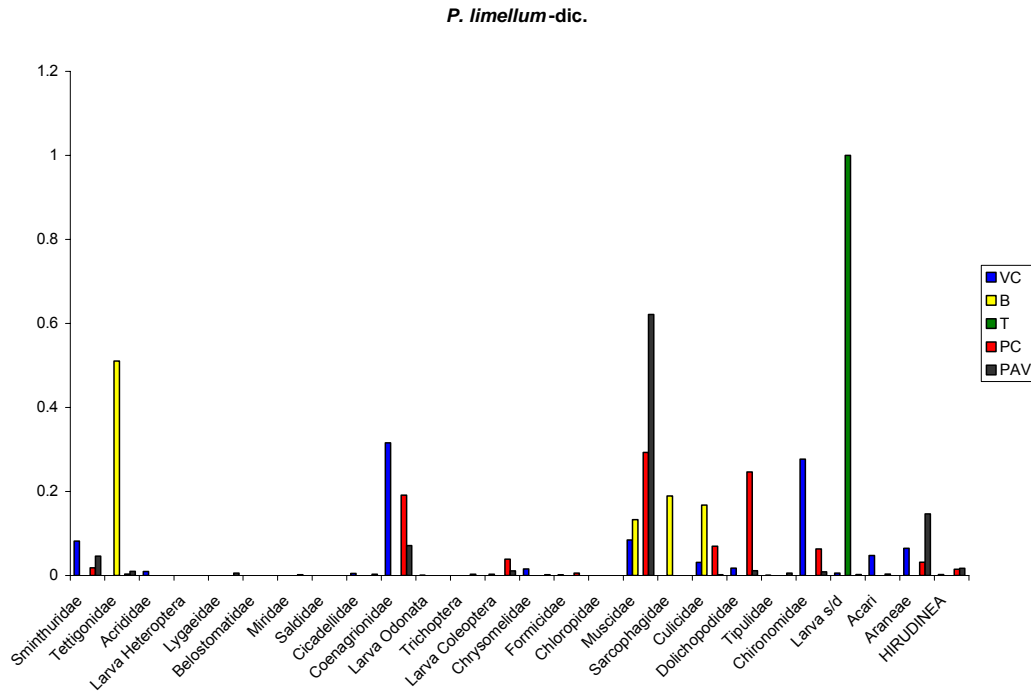


Figura 82. Resultados del Índice de Importancia relativa para *P. limellum* en el mes de diciembre. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

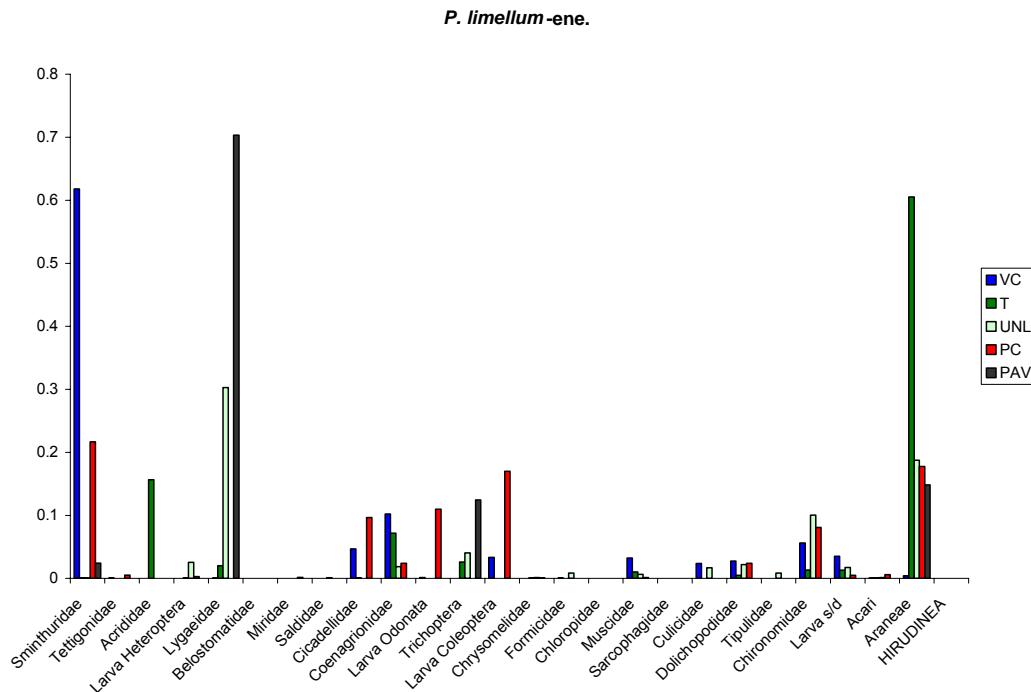


Figura 83. Resultados del Índice de Importancia relativa para *P. limellum* en el mes de enero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

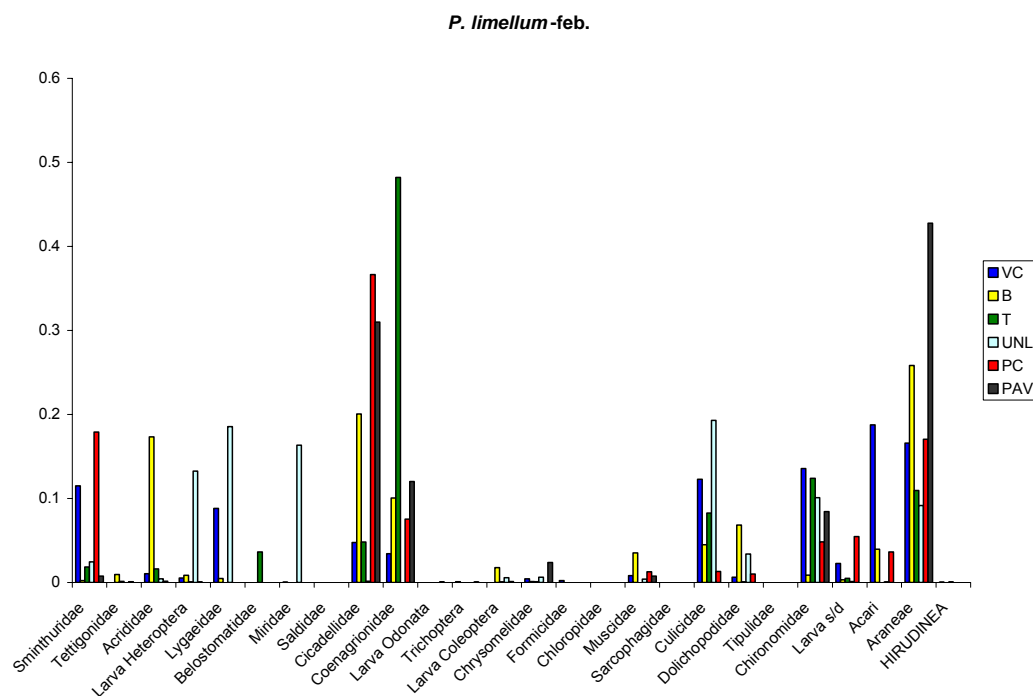


Figura 84. Resultados del Índice de Importancia relativa para *P. limellum* en el mes de febrero. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

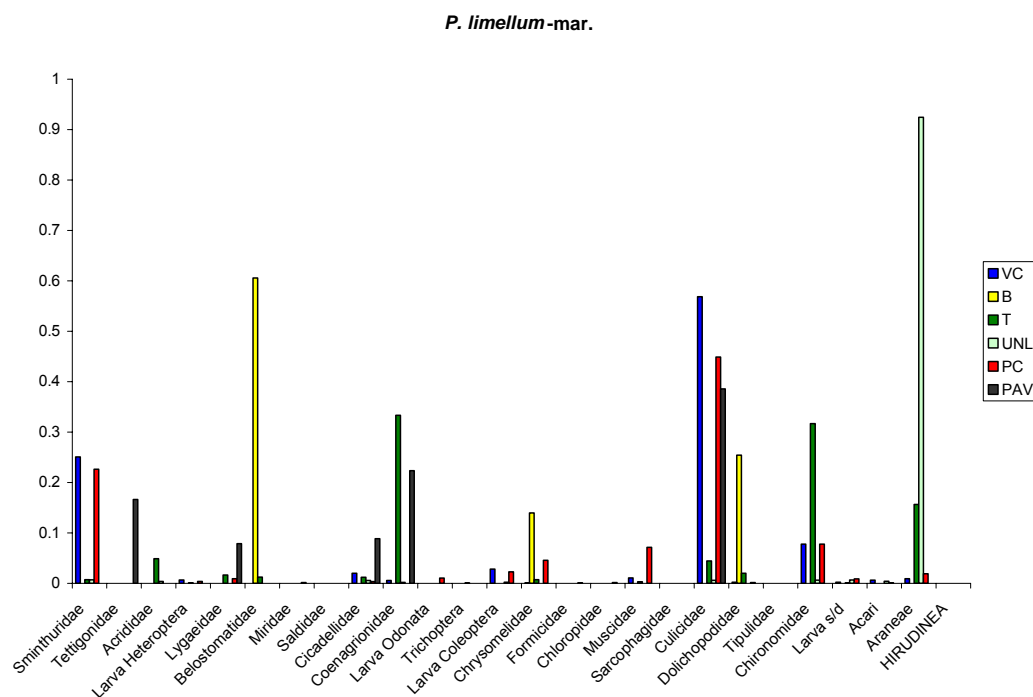


Figura 85. Resultados del Índice de Importancia relativa para *P. limellum* en el mes de marzo. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

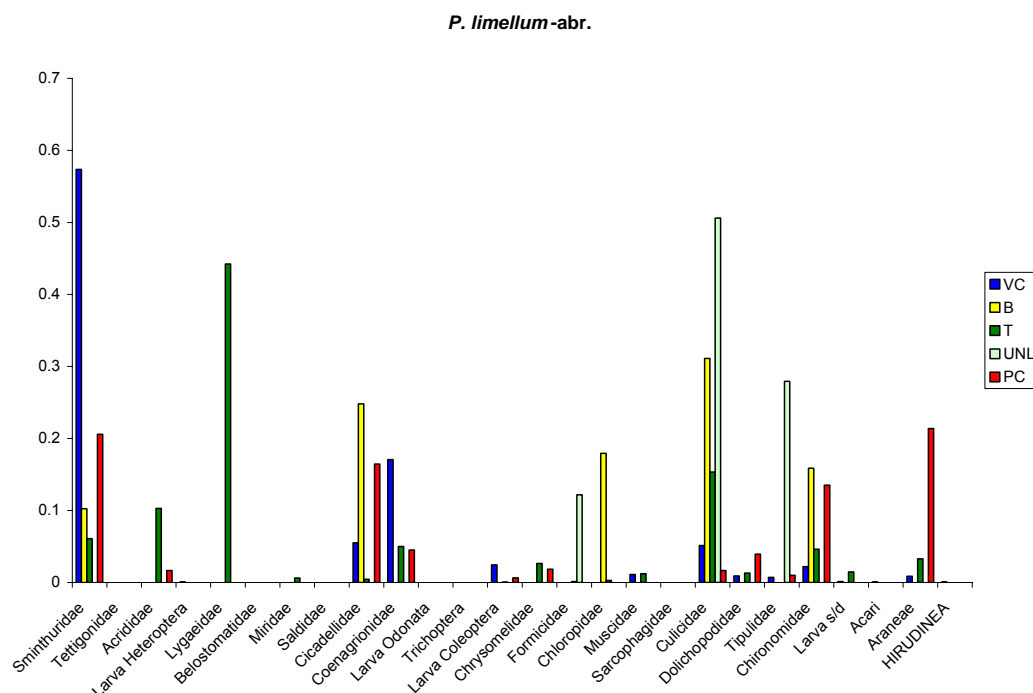


Figura 86. Resultados del Índice de Importancia relativa para *P. limellum* en el mes de abril. Se presentan aquellos ítems presa para los cuales el valor del IRI% haya sido superior a 0,1 en alguna de las muestras (ambiente/mes).

Solapamiento trófico de P. limellum entre ambientes sobre la base del IRI%.

Según los valores del IRI%, el grado de similitud de la dieta de *P. limellum* entre los ambientes fue medio ($O_{jk}=0,547$) pero superior al esperado por azar (media de los índices simulados: $O_{jk}=0,301$; $p[\text{observed} \geq \text{expected}] < 0.001$; $p[\text{observed} \leq \text{expected}] = 1$). Al analizar el solapamiento entre pares de ambientes, la mayor similitud de la dieta de *P. limellum* se registró entre PC y VC (Tabla 17). Estos dos ambientes también formaron un grupo en el dendograma, relacionado en menor medida con B (Figura 87). También en el dendograma se puede observar una asociación entre PAV y UNL (Figura 87), aunque según el índice de Pianka, la dieta de *P. limellum* en PAV resultó más similar a la de PC (Tabla 17). Sin embargo, la dieta de *P. limellum* en T, con un solapamiento medio respecto a la dieta en el resto de los ambientes (Tabla 17), se ubicó aisladamente dentro del dendograma (Figura 87).

	B	T	UNL	PC	PAV
VC	0.44	0.52	0.55	0.89	0.49
B		0.31	0.40	0.59	0.50
T			0.58	0.50	0.57
UNL				0.55	0.62
PC					0.68

Tabla 17. Solapamiento de la dieta de *P. limellum* entre los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes para esta especie.

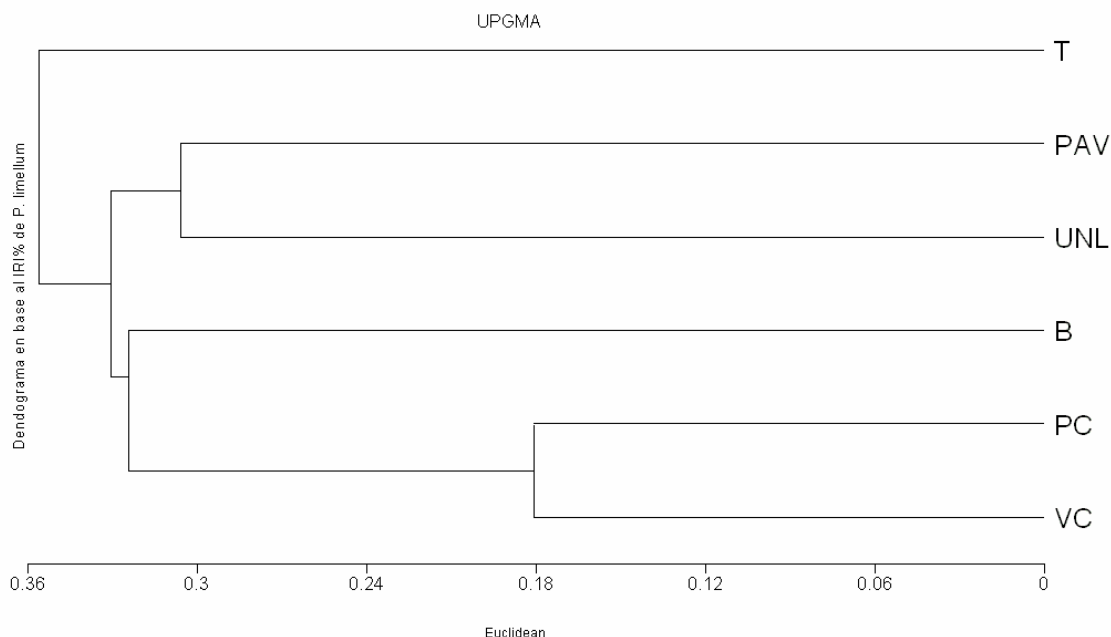


Figura 87. Agrupamiento de los ambientes en base a los valores del IRI% de las presas más importantes en la dieta de *P. limellum*.

Selectividad trófica de P. limellum.

Las presas más numerosas en la dieta de *P. limellum*, sin discriminar por ambiente, fueron, en orden de importancia: Chironomidae, Sminthuridae, Culicidae, Araneae, Cicadellidae y Muscidae, aunque muchas otras contribuyeron de manera significativa a la alimentación de esta especie en diferentes muestras (ambiente/mes). Chironomidae también resultó un ítem preponderante en la oferta ambiental en la mayoría de las muestras (ambiente/mes), muchas de las cuáles registraron un valor del índice de Jacobs negativo para esta presa (Anexo, Tablas 41 y 42), indicando un consumo por debajo de su disponibilidad ambiental ($D < 0,15$). En cambio, Sminthuridae, que también resultó un componente importante de la oferta trófica en varias muestras (aunque un número menor que Chironomidae), fue consumido en todos los casos por encima de su disponibilidad ambiental ($D > 0,15$). Con Culicidae se registraron casos de ambos tipos, mientras en Araneae, Cicadellidae y Muscidae el índice de Jacobs indicó selectividad para casi todas las ocasiones en que estas presas superaron el 10% de la abundancia relativa en la dieta. Casi en un tercio (28,57%) de las ocasiones (ambiente/mes) en que un ítem presa fue abundante en la dieta, también representó una proporción superior al 10% de la oferta trófica. En la mitad (50%) de estos casos, las ranas capturaron preferencialmente ese ítem presa ($D > 0,15$), el 19,23% de las veces lo consumieron según su disponibilidad ambiental ($-0,15 < D < 0,15$), mientras

que en el 30,77% de las ocasiones ese ítem presa fue consumido por debajo de su oferta ambiental ($D < -0,15$).

De los seis meses considerados, en cinco Sminthuridae resultó un componente importante de la dieta de *P. limellum* en VC. Sin embargo, en el mes de diciembre no se comprobó una marcada selección de esta presa por parte de los anfibios ($D = 0,133$), cosa que sí ocurrió de enero a abril ($D > 0,15$), aún cuando en el último mes Sminthuridae representó una proporción elevada de la oferta trófica. Culicidae fue seleccionada positivamente por los anfibios en noviembre ($D = 0,923$) y marzo ($D = 0,501$), siendo el valor del índice de Jacobs menor para el mes de marzo debido al aumento en la abundancia relativa de esta presa en el ambiente. Otro díptero, Muscidae, también fue consumido preferentemente por *P. limellum*; igual que Chironomidae durante febrero y marzo. En diciembre, Chironomidae obtuvo un valor de $-0,109$ para D , ya que si bien fue importante en la dieta de las ranas, su abundancia en la oferta trófica fue aún mayor. Entre los arácnidos, Araneae fue consumida selectivamente ($D = 0,513$) (representando más del 10% de tanto de la dieta como de la oferta trófica) y Acari fue capturada por las ranas levemente por debajo de su disponibilidad ambiental ($D = -0,137$).

En B, los dípteros resultaron una fuente importante de alimento ya que tanto Chloropidae, Muscidae, Sarcophagidae, Culicidae y Dolichopodidae representaron más del 10% de las presas de *P. limellum* durante alguno de los meses y obtuvieron un valor de D superior a $0,15$ (indicando selectividad por estas presas). Otra familia de Diptera que superó el 10% de la abundancia relativa en la dieta de *P. limellum* en abril en B, fue Chironomidae. Sin embargo, debido a la importancia de Chironomidae en la oferta trófica de abril, el índice de selectivita indicó un consumo por debajo de su disponibilidad ($D = -0,468$). Otras presas numerosas en la dieta de *P. limellum* alguno de los meses en B y seleccionadas preferencialmente fueron: Araneae, Chrysomelidae, Cercopidae, Cicadellidae, Belostomatidae (Hemiptera), Acrididae y Sminthuridae. Tettigonidae, abundante en la dieta de las ranas y la oferta trófica en diciembre, fue consumido por los anfibios por debajo de su disponibilidad ambiental ($D = -0,265$).

Sminthuridae, Lygaeidae, Coenagrionidae, Larvas s/d y Araneae resultaron presas consumidas preferencialmente por *P. limellum* en T ($D > 0,15$) y abundantes tanto en su dieta como en este ambiente. Culicidae también resultó importante en su dieta en los meses de febrero y abril, pero solo en febrero se registró un consumo selectivo de esta presa. Por su parte, Chironomidae superó el 10% de la abundancia relativa de la dieta y la oferta trófica de febrero a abril, pero solo en febrero y marzo *P.*

limellum consumió selectivamente este ítem ($D = 0,233$ y $0,386$ respectivamente), mientras que en abril lo capturó por debajo de su disponibilidad ambiental ($D = -0,386$).

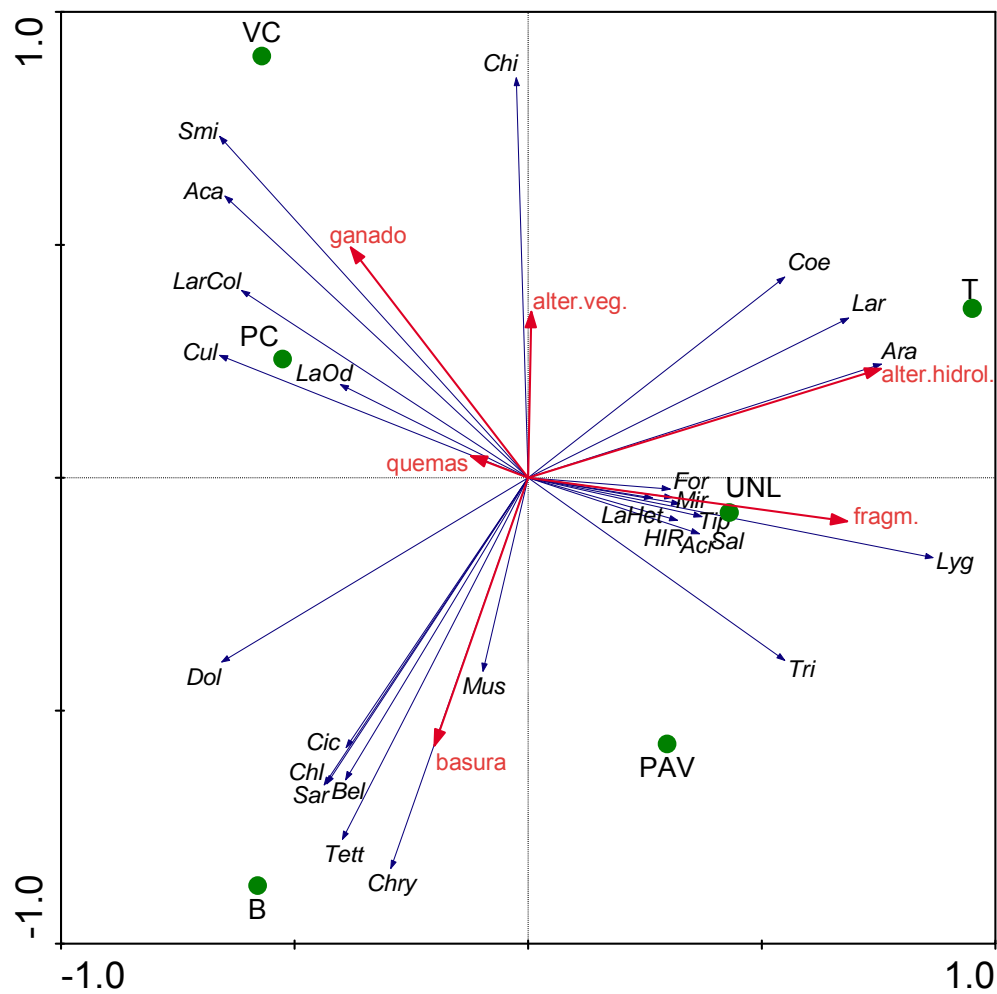
En la reserva universitaria (UNL) Chironomidae también representó un componente mayoritario de la dieta de *P. limellum* en enero y febrero que fue consumido por debajo de su disponibilidad ambiental ($D = -0,359$ y $-0,576$ respectivamente). Lo mismo ocurrió con Culicidae en febrero ($D = -0,269$), pero en abril el índice se Jacobs indicó un consumo selectivo de esta presa ($D = 0,46$). Araneae fue otra taxa importante en la oferta y la dieta de *P. limellum* en marzo en el que el valor de D indicó un consumo selectivo ($D = 0,754$). Tipulidae, Simuliidae, Dolichopodidae, Muscidae, Formicidae, Saldidae (Hemiptera), Miridae, Lygaeidae, Larvas de Heteroptera y Entomobryidae fueron presas abundantes en la dieta de esta rana en algunas de las muestras de UNL y obtuvieron un valor de D superior a $0,15$ (indicando preferencia).

Araneae, Dolichopodidae, Muscidae y Sminthuridae fueron presas importantes en la dieta de *P. limellum* en algunas de las muestras de PC y obtuvieron un valor de D superior a $0,15$ (indicando preferencia). Sminthuridae fue la única de estas familias en las que la abundancia relativa superó el 10% en la oferta trófica durante los mismos meses en que fue una presa numerosa en los tractos de las ranas (febrero y abril). Cicadellidae fue seleccionado preferencialmente en el mes de abril ($D = 0,593$), mientras que en febrero fue consumido proporcionalmente a su disponibilidad ambiental ($D = 0,023$). Culicidae, abundante tanto en la dieta de las ranas como en la oferta trófica de marzo, también fue consumido proporcionalmente a su disponibilidad ambiental ($D = 0,102$). En tanto, Chironomidae fue seleccionada positivamente por *P. limellum* en el mes de enero ($D = 0,401$) y capturada por debajo de la disponibilidad ambiental en marzo y abril ($D = -0,169$ y $-0,381$ respectivamente).

Chironomidae también resultó una presa preponderante en la dieta y oferta de *P. limellum* en PAV en los meses de noviembre y febrero. En ambos meses este díptero fue capturado selectivamente por las ranas ($D > 0,15$). Lo mismo ocurrió con Culicidae en el mes de marzo ($D > 0,15$). Sminthuridae, Gryllidae, Tettigonidae, Lygaeidae, Chrysomelidae, Muscidae, Araneae y Cicadellidae fueron capturados selectivamente por las ranas en algunos de los meses. Un ejemplar de *P. limellum* consumió en este ambiente un gran número (11) de individuos de una presa subacuática: Moinidae (Cladocera). Coenagrionidae también fue consumido preferencialmente por *P. limellum* en noviembre ($D = 0,973$), aunque en marzo las capturas de estas presas fueron proporcionales a su abundancia relativa en la oferta ambiental ($D = -0,052$).

Análisis de la relación entre la dieta de P. limellum y la alteración ambiental.

En el triplot del RDA realizado para *P. limellum* (Figura 88) no resulta sencillo reconocer una dimensión de variación por el grado de alteración ambiental, aunque sí por el tipo de alteración. Se puede apreciar que las presas importantes en la dieta de *P. limellum* en ambientes con mayor fragmentación y alteración de su hidrología resultaron ser Saldidae, Miridae, Larvas de Heteroptera, Formicidae, Tipulidae, Hirudinea, Acrididae Lygaeidae, Larvas s/d, Coenagrionidae y Araneae. Por otro lado, la importancia en la dieta de *P. limellum* de Sarcophagidae, Belostomatidae, Tettigonidae, Chrysomelidae, Chloropidae, Cicadellidae, Dolichopodidae y Muscidae estuvo asociada principalmente a la presencia de basura en el ambiente y, en menor medida, a la quemas e impacto por ganadería. Muscidae, Cicadellidae y Lygaeidae también resultaron presas muy importantes en la dieta de los ejemplares de *P. limellum* capturados en PAV. El consumo de Chironomidae resultó asociado a un mayor grado de alteración ambiental (aunque fue una presa muy consumida en todos los ambientes), mientras que Trichoptera resultó una presa importante solo en el ambiente menos alterado (PAV). Por último, fue importante la contribución a la dieta de *P. limellum* de las Larvas de Odonata, Culicidae, Larvas de Coleoptera, Acari Sminthuridae y Chironomidae en ambientes con un mayor impacto por ganadería y alteración de la vegetación.



Resumen de las estadísticas para los ejes de ordenación	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Eigenvalues	0,328	0,285	0,188	0,173
Correlación especies-ambiente	1	1	1	1
Porcentaje acumulado de la variación de la relación especies-ambiente	32,8	61,2	80,0	97,3
Varianza total: 1				

Figura 88. Triplot del análisis de redundancia en base a las presas más importantes de la dieta de *P. limellum* según el IRI y las alteraciones ambientales en los seis sitios muestreados en los que se capturaron ejemplares de esta especie (VC, B, T, UNL, PC y PAV). Test de significancia de Monte Carlo para el eje 1: eigenvalue = 0,328; $F < 0,001$; $p = 1$. Test de Monte Carlo para todos los ejes: Trace = 1; $F < 0,001$; $p = 1$. Referencias: Smi = Sminthuridae; Tett = Tettigonidae; Acr = Acrididae; Late = Larva Heteroptera; Lyg = Lygaeidae; Bel = Belostomatidae (Hemiptera); Mir = Miridae; Sal = Saldidae; Cic = Cicadellidae; Coe = Coenagrionidae; LaOd = Larva Odonata; Tri = Trichoptera; LaCol = Larva Coleoptera; Chry = Chrysomelidae; For = Formicidae; Chl = Chloropidae; Mus = Muscidae; Sar = Sarcophagidae; Cul = Culicidae; Dol = Dolichopodidae; Tip = Tipulidae; Chi = Chironomidae; Lar = Larva s/d; Aca = Acari; Ara = Araneae; HIR = Hirudinea; quemas: incendios de la vegetación palustre o marginal del cuerpo de agua; alter.hidrol.: alteración del régimen hidrológico del cuerpo de

agua provocado por la interrupción total o parcial, temporal o permanente de su conectividad con el río y sus pulsos de inundación e impidiendo el escurrimiento del agua acumulada por lluvia en las lagunas durante períodos de estiaje y acumulación de agua percolada de obras de refulado; *ganado*: presencia de ganado en el ambiente, principalmente vacuno pero también equino y porcino, provocando compactación del suelo y en algunos sitios el raleo de la vegetación (incluso acuática y palustre); *alter.veg.*: por efecto del pastoreo, pero principalmente por la tala o extracción con maquinaria de obraje y/o desmalezado; *fragm.*: parcelación o aislamiento del ambiente que pueda alterar la capacidad de desplazamiento de los anfibios; 6) *basura*: depósito y acumulación de, principalmente, residuos de la construcción y domiciliarios.

3.5. Variación de diferentes atributos de la dieta de las especies estudiadas

Al analizar la variación de la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho trófico y promedio de presas consumidas por *D. nanus* entre los seis ambientes estudiados y entre los meses muestreados (Anexo, Tablas 43 a 47), solo se encontró una diferencia estadísticamente significativa entre los meses para el promedio de presas consumidas por individuos (Tabla 18), aunque las diferencias entre pares de meses no resultaron significativas (Test de Comparaciones Múltiples de Dunn: $p > 0,05$ en todos los casos). En el caso de *D. sanborni* (Anexo, Tablas 48 a 52), tampoco se encontraron diferencias entre los ambientes, pero sí entre los meses muestreados en la diversidad y amplitud del nicho trófico (Test de Comparaciones Múltiples de Dunn: $p > 0,05$ en todos los casos) (Tabla 18).

	<i>D. nanus</i>				<i>D. sanborni</i>			
	ambientes		meses		ambientes		meses	
	KW	P	KW	p	KW	p	KW	p
H	7,044	0,217	2,965	0,705	7,403	0,192	11,367	0,045
E	2,031	0,845	9,128	0,104	5,241	0,387	5,693	0,337
R	5,686	0,338	8,682	0,122	8,671	0,123	9,327	0,097
Nb	5,596	0,348	4,05	0,542	4,635	0,462	12,966	0,024
N	2,883	0,718	14,19	0,014	5,29	0,382	6,184	0,289

Tabla 18. Resultados de los ANOVA no paramétricos (Kruskal-Wallis Test) para el análisis de la variación entre ambientes y entre meses de la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho y promedio de presas consumidas para *D. nanus* y *D. sanborni*. ambientes = diferencia entre los ambientes; meses = diferencia entre los meses; H = diversidad de Shannon-Weaver; E = equitatividad de Pielou; R = riqueza; Nb = amplitud del nicho trófico; N = promedio de presas consumidas por individuo; KW = estadístico de Kruskal-Wallis Test; p = significancia estadística del análisis.

De las tres especies del género *Hypsiboas* (Anexo, Tablas 53 a 67), solo se registró una variación significativa en el promedio de presas consumidas a lo largo del período estudiado (aunque no entre los ambientes) por parte de *H. punctatus* (Tabla 19); pero las diferencias entre pares de meses, analizadas mediante el Test de Comparaciones Múltiples de Dunn, no resultaron significativas ($p > 0,05$ en todos los casos).

	<i>H. pulchellus</i>				<i>H. punctatus</i>				<i>H. raniceps</i>			
	ambientes		meses		ambientes		meses		ambientes		meses	
	KW	p	KW	p	KW	P	KW	p	KW	p	KW	p
H	6,592	0,159	9,193	0,057	3,973	0,41	0,274	0,991	2,198	0,821	6,229	0,285
E	0,894	0,925	5,084	0,279	3,218	0,522	7,446	0,114	6,737	0,241	2,235	0,816
R	6,609	0,158	9,044	0,06	8,148	0,086	1,254	0,869	2,032	0,804	6,051	0,301
Nb	5,911	0,206	9,27	0,055	5,558	0,235	1,696	0,791	1,735	0,884	6,881	0,23
N	4,58	0,333	2,387	0,665	4,181	0,382	9,845	0,043	6,67	0,245	7,201	0,206

Tabla 19. Resultados de los ANOVA no paramétricos (Kruskal-Wallis Test) para el análisis de la variación entre ambientes y entre meses de la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho y promedio de presas consumidas para *H. pulchellus*, *H. punctatus* y *H. raniceps*. ambientes = diferencia entre los ambientes; meses = diferencia entre los meses; H = diversidad de Shannon-Weaver; E = equitatividad de Pielou; R = riqueza; Nb = amplitud del nicho trófico; N = promedio de presas consumidas por individuo; KW = estadístico de Kruskal-Wallis Test; p = significancia estadística del análisis.

En ninguna de las dos especies del género *Scinax* (Anexo, Tablas 68 a 77) se registró una variación significativa ya sea en la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho trófico o promedio de presas consumidas entre los seis ambientes estudiados o entre los meses analizados (Tabla 20). En cambio, sí se registraron diferencias significativas en la equitatividad y riqueza de los contenidos gastrointestinales, así como en el número promedio de presas consumidas por ejemplar entre los seis ambientes por parte de *P. limellum* (Tabla 20) (Anexo, Tablas 78 a 82). Los resultados del Test de Comparaciones Múltiples de Dunn, mostraron diferencias significativas en la riqueza de la dieta de las *P. limellum* capturadas en VC y PAV (diferencia media entre rangos=15,917; $p<0,05$), en la equitatividad entre VC y B (diferencia media entre rangos=-19,833; $p<0,05$) y en el promedio de presas consumidas por ejemplar entre VC y PAV (diferencia media entre rangos=15,5; $p<0,05$) y entre VC y T (diferencia media entre rangos=16,35; $p<0,05$).

	<i>S. nasicus</i>				<i>S. squalirostris</i>				<i>P. limellum</i>			
	ambientes		meses		ambientes		meses		ambientes		meses	
	KW	p	KW	p	KW	P	KW	p	KW	p	KW	p
H	4,933	0,294	5,056	0,409	4,479	0,483	0,616	0,987	8,52	0,13	7,69	0,174
E	3,101	0,541	6,253	0,282	7,209	0,206	5,474	0,361	12,48	0,29	6,604	0,252
R	5,578	0,233	3,892	0,565	3,86	0,57	0,644	0,986	12,721	0,26	6,162	0,291
Nb	3,881	0,432	8,272	0,142	5,094	0,405	1,494	0,914	6,939	0,225	9,306	0,097
N	3,467	0,483	5,1	0,404	2,393	0,793	5,488	0,359	15,245	0,009	3,502	0,623

Tabla 20. Resultados de los ANOVA no paramétricos (Kruskal-Wallis Test) para el análisis de la variación entre ambientes y entre meses de la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho y promedio de presas consumidas para *S. nasicus*, *S. squalirostris* y *P. limellum*. ambientes = diferencia entre los ambientes; meses = diferencia entre los meses; H = diversidad de Shannon-Weaver; E = equitatividad de Pielou; R = riqueza; Nb = amplitud del nicho trófico; N = promedio de presas consumidas por individuo; KW = estadístico de Kruskal-Wallis Test; p = significancia estadística del análisis.

No se encontró una relación estadísticamente significativa entre las alteraciones ambientales y la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud del nicho y promedio de presas consumidas por individuo para ninguna de las especies de anuro analizadas (Tabla 21).

		<i>D. nanus</i>	<i>D. sanborni</i>	<i>H. pulchellus</i>	<i>H. punctatus</i>	<i>H. raniceps</i>	<i>S. nasicus</i>	<i>S. squalirostris</i>	<i>P. limellum</i>
H	R2	0.151	0.412	0.669	0.669	0.345	0.010	0.131	0.237
	p	0.447	0.169	0.091	0.091	0.220	0.873	0.481	0.328
E	R2	0.035	0.035	0.195	0.000	0.074	0.211	0.618	0.000
	p	0.722	0.722	0.457	0.993	0.601	0.436	0.064	0.989
R	R2	0.516	0.577	0.004	0.630	0.456	0.009	0.003	0.146
	p	0.108	0.080	0.920	0.109	0.141	0.879	0.917	0.455
Nb	R2	0.045	0.141	0.009	0.600	0.411	0.000	0.118	0.190
	p	0.686	0.463	0.880	0.124	0.170	0.985	0.506	0.387
N	R2	0.063	0.007	0.015	0.003	0.160	0.041	0.001	0.033
	p	0.632	0.872	0.845	0.932	0.433	0.743	0.958	0.729

Tabla 21. Resultados de las regresiones lineales simples entre la alteración ambiental de los seis sitios muestreados y la diversidad, equitatividad, riqueza, amplitud de nicho y promedio de presas consumidas de las ocho especies de anuro. H = diversidad de Shannon-Weaver; E = equitatividad de Pielou; R = riqueza; Nb = amplitud del nicho trófico; N = promedio de presas consumidas por individuo; R² = coeficiente de determinación; p = significancia estadística del ajuste.

En las ocho especies el solapamiento de la dieta entre muestras en base a la abundancia relativa de sus presas fue mayor al esperado por azar y también lo fue en la oferta trófica (Tabla 22), pero este solapamiento resultó medio a bajo en todos los casos. Al analizar el solapamiento en base a las abundancias relativas de solo las presas que alcanzaron una proporción igual o mayor a 0,1 en alguna muestra, los valores de O_{ij} resultaron solo levemente superiores, pero para las dos especies en las que la similitud de la dieta entre muestras resultó menor (*H. pulchellus* y *S. nasicus*) el

solapamiento observado fue similar al esperable por azar (Tabla 23). Salvo en el caso de *D. nanus*, el solapamiento de la dieta entre muestras resultó menor al solapamiento de la oferta trófica entre muestras.

	<i>D. nanus</i>	<i>D. sanborni</i>	<i>H. pulchellus</i>	<i>H. punctatus</i>	<i>H. raniceps</i>	<i>S. nasicus</i>	<i>S. squalirostris</i>	<i>P. limellum</i>	oferta
O_{ij} obs	0.468	0.417	0.162	0.29	0.278	0.164	0.312	0.322	0.456
O_{ij} esp	0.035	0.023	0.029	0.028	0.016	0.021	0.019	0.038	0.056
p(obs ≤ esp)	1	1	1	1	1	1	1	1	1
p(obs ≥ esp)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Tabla 22. Resultados del análisis de solapamiento de nicho trófico (O_{ij} obs) entre las diferentes muestras (mes/ambiente) para las ocho especies y la oferta ambiental, estimado en base a las abundancias relativas de todas las presas. También se brinda la significancia estadística (*p*) respecto al solapamiento esperado por azar (O_{ij} esp).

	<i>D. nanus</i>	<i>D. sanborni</i>	<i>H. pulchellus</i>	<i>H. punctatus</i>	<i>H. raniceps</i>	<i>S. nasicus</i>	<i>S. squalirostris</i>	<i>P. limellum</i>	oferta
O_{ij} obs	0.484	0.422	0.166	0.296	0.279	0.184	0.321	0.346	0.465
O_{ij} esp	0.239	0.165	0.145	0.16	0.176	0.189	0.146	0.196	0.292
p(obs ≤ esp)	1	1	0.877	1	0.999	0.473	1	1	1
p(obs ≥ esp)	<0,001	<0,001	0,123	<0,001	0,001	0,527	<0,001	<0,001	<0,001

Tabla 23. Resultados del análisis de solapamiento de nicho trófico (O_{ij} obs) entre las diferentes muestras (mes/ambiente) para las ocho especies y la oferta ambiental, en base a las abundancias relativas de las presas que alcanzaron una proporción igual o mayor a 0,1 en alguna muestra. También se brinda la significancia estadística (*p*) respecto al solapamiento esperado por azar (O_{ij} esp).

3.6. Efecto de la variación de la oferta ambiental en la dieta de los anfibios

El Test de Mantel mostró que en la mitad de las especies estudiadas (*P. limellum*, *D. nanus*, *H. pulchellus* y *H. punctatus*) existe una covariación estadísticamente significativa entre el patrón de solapamiento de la dieta y la oferta ambiental entre los ambientes a lo largo de los meses analizados (Tabla 24). Dicho de otro modo, las muestras (ambiente/mes) que presentaron mayor similitud en la oferta trófica, también presentaron dietas más similares para *P. limellum*, *D. nanus*, *H. pulchellus* y *H. punctatus*, mientras que en aquellas muestras en las cuales la oferta trófica fue más diferente, las dietas de estas cuatro especies también resultaron más disímiles (existió una concordancia entre la composición de oferta trófica y la composición de la dieta de estas especies). Cabe mencionar que la covariación de la dieta y la disponibilidad ambiental de presas de *S. nasicus* resultó solo marginalmente no significativa ($p=0,051$).

De las cuatro especies cuya dieta covarió con la oferta trófica, tres (*P. limellum*, *D. nanus* y *H. punctatus*) obtuvieron los porcentajes más elevados respecto al número de ítems presas que superaron el 10% de la abundancia relativa tanto en alguna muestra de la dieta como de la oferta trófica (Tabla 25). La cuarta de estas especies, *H. pulchellus*, fue en la que se registró la mayor proporción de presas importantes solo en la dieta (53,12%) (Tabla 25).

Las presas numéricamente más importantes en la dieta de *P. limellum* y *D. nanus* también resultaron ser las más abundantes en el ambiente; este fue el motivo por el que estas dos especies obtuvieron un mayor grado de similitud de sus dietas entre las muestras, pero a su vez su dieta covarió conjuntamente a la oferta trófica entre las muestras. Particularmente Chironomidae y Culicidae resultaron ser, en ese orden, las presas más abundantes de la oferta trófica y la dieta de *D. nanus*. En tanto, en la dieta de *P. limellum*, Chironomidae ocupó el primer lugar en abundancia pero Culicidae ocupó el tercero, detrás de Sminthuridae (ítem, sin embargo, muy importante en la oferta trófica de PAV, PC y VC). Por su lado, *H. punctatus*, con una similitud de su dieta entre muestras cercana a la de *P. limellum*, tuvo como presa más abundante a los ácaros, situándose en segundo y tercer lugar Culicidae y Chironomidae, pero los ácaros también resultaron una presa importante en la oferta de esta rana, superando el 10% de la abundancia en un tercio de las muestras y correlacionándose su abundancia con el consumo por parte de las ranas.

En *D. sanborni* se observó que si bien Chironomidae y Culicidae resultaron ser las presas más abundantes tanto en la dieta como en el ambiente, de las 18 muestras en las que Chironomidae superó el 10% de la abundancia relativa (ya sea en la dieta de las ranas, la oferta o ambas a la vez), solo en un tercio esta elevada abundancia se

registró simultáneamente en la dieta y la oferta trófica, pudiendo ser este uno de los motivos por los que el Test de Mandel resultó no significativo para esta especie.

En *S. squalirostris*, con un solapamiento de su dieta entre muestras intermedio respecto a las siete especies restantes (consumió un gran número de arañas en todos los ambientes y a lo largo del período estudiado), no se encontró una covariación de la dieta con la oferta trófica, indicando que ésta especie que predó de forma similar en todos los ambientes, lo hizo con independencia de la disponibilidad relativa de sus presas. Algo similar ocurrió con *H. raniceps*, especie con un solapamiento de su dieta entre muestras similar, aunque algo menor al de *S. squalirostris*, y donde tampoco se encontró una covariación de la dieta con la oferta trófica, ya que, si bien los ácaros y arañas (pero también formícidos y acrídidos), fueron consumidos por estas ranas de manera importante en casi todas las muestras, la disponibilidad ambiental de éstas presas varió independientemente a su consumo por parte de *H. raniceps*. En tanto las presas más importantes en el ambiente (en las muestras correspondientes a la oferta trófica de esta especie) resultaron ser los culícidos, quironómidos, cicadélidos y múscidos.

Por último, no se pudo encontrar ningún patrón en la variación de la alimentación de *S. nasicus*. Ya que esta especie no solo consumió sus presas en diferentes proporciones entre los ambientes y los meses, sino que, además, esta variación no se correlacionó con la variación de la disponibilidad de presas.

	<i>D. nanus</i>	<i>D. sanborni</i>	<i>H. pulchellus</i>	<i>H. punctatus</i>	<i>H. raniceps</i>	<i>S. nasicus</i>	<i>S. squalirostris</i>	<i>P. limellum</i>
r	0,293	-0,060	0,309	0,229	0,279	-0,249	0,195	0,164
p	0,023	0,299	0,021	0,047	0,074	0,051	0,158	0,008

Tabla 24. Resultados del Test de Mantel entre la matriz de disimilaridad (Distancia euclídea; criterio de agregación: enlace medio) de la dieta y la oferta trófica para las ocho especies de anuros y los ambientes muestreados a lo largo de los meses analizados. *r* = coeficiente de correlación entre las matrices de disimilaridad; *p* = significancia estadística del análisis.

	<i>D. nanus</i>	<i>D. sanborni</i>	<i>H. pulchellus</i>	<i>H. punctatus</i>	<i>H. raniceps</i>	<i>S. nasicus</i>	<i>S. squalirostris</i>	<i>P. limellum</i>
Total	23	27	32	26	24	19	26	30
Oferta	7 (30,43)	7 (25,93)	7 (21,88)	4 (15,39)	11 (45,83)	6 (31,58)	9 (34,62)	8 (26,67)
Dieta	2 (8,7)	12 (44,44)	17 (53,12)	12 (46,15)	9 (37,5)	6 (31,58)	9 (34,62)	8 (26,67)
Dieta y oferta	14 (60,87)	8 (29,63)	8 (25)	10 (38,46)	4 (16,67)	7 (36,84)	8 (30,76)	14 (46,66)

Tabla 25. Ítems presa importantes en la dieta de las ocho especies de anuros y la oferta trófica. Total = número de ítems que superaron el 10% de la abundancia relativa en alguna muestra -mes/ambiente- de la dieta, la oferta o ambas; Oferta = número de ítems que superaron el 10% de la abundancia relativa en alguna muestra de la oferta trófica pero que no lo hicieron en ninguna de la dieta de la especie de anuro correspondiente; Dieta = número de ítems que superaron el 10% de la abundancia relativa en alguna muestra de la dieta de cada especie de anuro pero que no lo hicieron en ninguna de la oferta correspondiente; Dieta y oferta = número de ítems que superaron el 10% de la abundancia relativa tanto en alguna muestra de la dieta como de la oferta trófica correspondiente a cada especie. Entre paréntesis se informa el porcentaje sobre el total de ítems presa importantes para cada especie.

4. DISCUSIÓN

Actividad de los anfibios y su relación con las variables ambientales y la alimentación.

Los patrones de actividad de los anfibios adultos se encuentran en estrecha relación con sus ciclos reproductivos. Sin embargo, el período de actividad de las especies suele ser más prolongado que el reproductivo (Vaira 2002) e implica, entre otras cosas, el tiempo dedicado a la recuperación y acumulación de reservas energéticas mediante la alimentación (Duellman y Trueb 1986). No todas las especies poseen la misma estrategia para afrontar el desgaste energético que la actividad reproductiva conlleva (Anderson *et al.* 1999, Solé y Pelz 2007). Existen especies que comienzan a reproducirse apenas emergen, para luego recuperar las reservas corporales disminuidas durante este período, mientras que otras inician su alimentación apenas entran en actividad. Por otro lado, no todos los anfibios se alimentan de igual manera durante su época reproductiva y esto también varía entre sexos según la duración del período reproductivo (Anderson *et al.* 1999, Solé y Pelz 2007). Además, el conocimiento de la estructuración estacional de los anfibios (y los factores que la regulan) posibilita el reconocimiento de los períodos de mayor solapamiento de la actividad dentro del ensamble y por ende, los momentos en los que las interacciones como la competencia por los recursos tróficos entre sus integrantes se incrementan. En el caso de la taxocenosis aquí estudiada, este período se extiende desde mediados de la primavera hasta mediados del otoño para casi todas las especies, es decir, con una actividad del ensamble centrada en los meses cálidos; coincidiendo, con los patrones de actividad reproductiva de estas especies reportados por otros autores en ambientes del río Paraná o cercanos al mismo (Peltzer y Lajmanovich 2007, Schaefer 2007). Si bien se ha sugerido que la competencia en la naturaleza sería poco común entre los grupos funcionales de anfibios (Kuzmin 1995), ésta debería ser mayor dentro de cada grupo funcional (Duré 2004) y puede ser generada por la variación en las condiciones ambientales durante algún período del año que ocasione cambios en la disponibilidad de presas (Dodd 1994).

En la Isla Sirgadero, el análisis de la alimentación de las especies durante estos meses de mayor actividad reveló una ausencia de variación temporal en distintos atributos de la dieta (diversidad, equitatividad y amplitud del nicho trófico), coincidiendo con la falta de variación de estos atributos en la oferta ambiental de presas. Sin embargo, aún cuando los valores de estas variables no se modificaron significativamente a lo largo del período de mayor actividad de los anuros, sí se encontró una variación en la composición taxonómica de las presas consumidas, lo mismo que en la composición de la oferta trófica. Esto indicaría un cierto grado de

sustitución estacional de los ítems consumidos, pero manteniendo la diversidad, riqueza, equitatividad y amplitud del nicho trófico de la dieta de los anuros.

Una excepción al período de actividad descrito (centrado en los meses cálidos) la constituyó *H. pulchellus*, especie para la que se registró un patrón compuesto por tres picos de mayor intensidad, uno en otoño, otro en invierno y un tercero en primavera, prácticamente desapareciendo de las capturas en verano. El período reproductivo de *H. pulchellus* descrito por Peltzer y Lajmanovich (2007) también se divide en tres fases a lo largo del año, aunque con algunas diferencias respecto a las estaciones (verano, otoño e invierno). Scarabotti (Tesis Doctoral en evaluación, Universidad Nacional de Córdoba), durante un muestreo anual sistemático de larvas de anfibios en la isla Los Sapos (temporada 2004-2005) (a unos 4km del área de estudio del presente trabajo), encontró renacuajos de *H. pulchellus* en diferentes estadíos desde la segunda quincena de abril hasta fines de octubre. Ésta información indicaría tres eventos reproductivos de *H. pulchellus* al año y, gracias al período larval prolongado de la especie, la emergencia de juveniles se concentraría en los meses de primavera-verano, cuando los recursos tróficos son más abundantes para la nueva cohorte. Sin embargo, debido a que en el presente trabajo solo se analizó la dieta de ejemplares adultos, se requiere de futuros estudios para dilucidar como influye esta estrategia de incorporación de nuevas cohortes en la ecología trófica de esta población de *H. pulchellus*. No obstante, sí se pudo corroborar una gran variación no solo temporal, sino también espacial, en la composición de la dieta de los adultos de esta especie. Estos cambios estacionales y espaciales en la composición de la dieta de *H. pulchellus* ya habían sido observados por Maneyro y da Rosa (2004), para una población del sur de Uruguay.

La actividad de estos vertebrados se encuentra regulada por diferentes variables ambientales. La temperatura, lluvias, humedad, fotoperíodo e hidroperíodo se han relacionado con la actividad de anfibios adultos en estudios herpetológicos llevados a cabo en diversos ambientes (Rodríguez Jiménez 1988, Ritke *et al.* 1992, Arzabe *et al.* 1998, Egea-Serrano *et al.* 2005, Richter-Boix *et al.* 2006, Saenz *et al.* 2006, Peltzer y Lajmanovich 2007, Sanchez *et al.* 2007, Both *et al.* 2008, Canavero *et al.* 2008). De los análisis de regresiones en la isla Sirgadero se pudo observar que la temperatura es la variable que más influye en la actividad de las especies estudiadas, coincidiendo con los resultados de Sanchez *et al.* (2007) en el Parque Nacional Pre-Delta y de Rodríguez Jiménez (1988) para los adultos de nueve especies de anfibios asociadas a cursos fluviales en España. Entre otras causas, ésta asociación puede deberse a que la temperatura ejerce efectos sobre la gametogénesis regulando los ciclos reproductivos de los anfibios (Ceí 1949, 1965, Echeverría y Maggese 1987; Huang *et*

al. 2004). Por otro lado, la abundancia de presas en la isla Sirgadero resultó considerablemente mayor durante los meses más calidos, lo que podría implicar una reducción importante en el tiempo y la energía dedicados por los anfibios a la búsqueda del alimento durante este período, induciendo a una sincronización entre la actividad de estos depredadores y sus presas (Pynton y Pritchard 1976, Dimmitt y Rubial 1980).

Al igual que las temperaturas, las precipitaciones han sido propuestas como uno de los factores principales en la regulación de la reproducción de los anfibios (Díaz-Paniagua 1986, Egea-Serrano *et al.* 2005, Peltzer y Lajmanovich 2007). En el caso del ensamble de anuros aquí estudiado, las lluvias también resultaron de un valor informativo importante, explicando más de un tercio de la variación mensual de la abundancia de *P. limellum*, *D. nanus* y *H. punctatus*. Resultados presentados por Dunham (1983) indican que la variación estacional y anual de artrópodos, y por lo tanto de recursos disponibles para lagartos insectívoros, se encuentra relacionada con la variación en la cantidad de precipitación. Si consideramos que la abundancia y actividad de los depredadores se relaciona con la de sus presas más importantes (Duellman y Trueb 1986, Blaustein y Wake 1995, Begon *et al.* 1996), el efecto de las precipitaciones (así como el de otras variables ambientales) sobre la actividad de los anuros, puede deberse tanto a su incidencia directa como factor disparador de la reproducción como a su efecto indirecto sobre la abundancia y emergencia estacional de las presas de los anfibios (Berry 1966). En el caso particular de *H. punctatus*, se comprobó una variación temporal estadísticamente significativa del número de presas consumidas por individuo, alcanzando la actividad de forrajeo de esta especie su menor nivel durante el mes de marzo; mes en el que se registraron las lluvias más copiosas en el área de estudio y, a su vez, se realizaron el mayor número de capturas para *H. punctatus*. Probablemente, esta especie disminuyó su actividad de alimentación durante este período, invirtiendo más tiempo y un mayor esfuerzo en la reproducción (ver Solé y Pelz 2007), disparada por las fuertes lluvias de marzo.

Los pulsos de inundación representan uno de los fenómenos ambientales más importantes en la regulación de la dinámica cíclica del sistema del río Paraná (Neiff 2001, Neiff y Giraudo 2006). Particularmente para los anfibios, la variación en el nivel hidrológico ofrece diversos hábitats para la reproducción y el desarrollo de ciertas especies (Lajmanovich 2000). En la costa sur de la Península Ibérica, los episodios de inundaciones han sido probados como el principal factor controlador de la riqueza de anfibios (Real *et al.* 1993). También en el tramo inferior del río Paraná se encontró una asociación entre los niveles del río y la riqueza de anuros (Sánchez *et al.* 2007). En la isla Sirgadero, la altura del río resultó una variable importante en la explicación de la

actividad de *D. nanus* y de la rana de hábitos acuáticos *P. limellum* (Peltzer *et al.* 2006). En el caso de *D. nanus*, especie en la que se halló una variación temporal estadísticamente significativa del número promedio de presas consumidas, enero resultó el mes donde se registró el menor valor para esta variable, coincidiendo con el descenso en el nivel del agua y la disminución de la actividad de la especie.

La heliofanía astronómica (fotoperíodo), resultó una variable explicativa de la ocurrencia estacional de las especies de un ensamble de anuros neotropicales de Brasil (Both *et al.* 2008) y constituye una variable cíclica anual, circular, que indica la época del año, con valores que se repiten en primavera y en otoño. Canavero *et al.* (2008) encontraron que la actividad de una comunidad de anfibios de la costa sur de Uruguay, se ajusta a un modelo sinusoidal como la función que describe esta variable. Si bien la heliofanía astronómica fue incluida en el análisis del presente trabajo, al ser tratada individualmente no resultó ser una variable explicativa para ninguna de las especies, aunque sí formó parte de los tres modelos de regresión múltiple estadísticamente significativos, alcanzando un gran valor explicativo sobre el patrón de actividad de *P. limellum* e *H. punctatus*. A diferencia de los trabajos de Both *et al.* (2008) y Canavero *et al.* (2008), para el ensamble de la isla Sirgadero también se incorporaron dos variables más, relacionadas con las horas de luz: la heliofanía efectiva mensual y la heliofanía efectiva durante los días de muestreo. Estas dos variables contribuyeron en gran medida a explicar la actividad de *P. limellum* y *D. sanborni*, por lo que su inclusión en futuros trabajos puede ser de utilidad. A pesar de esto, el fotoperíodo no parece tener un valor para explicar cuestiones relacionadas con la ecología trófica de los anfibios y la información que brindan sobre los patrones de actividad de las especies de anuros, probablemente se desprenda de su covariación junto a otras variables climáticas y ambientales de carácter estacional.

Análisis tróficos en anfibios.

En los estudios herpetológicos, para describir la dieta de anfibios y determinar la importancia relativa de las presas, se han utilizado el conteo de los ítems consumidos, la frecuencia de ocurrencia de dichas presas en los ejemplares analizados y el volumen que éstas representan (e.g. Anderson *et al.* 1999, Duré 1999, 2004, Duré y Kehr 2001, Peltzer y Lajmanovich 2001b, 2002, López *et al.* 2003, Vaz-Silva *et al.* 2004). En algunos trabajos, la estimación del tamaño de las presas se ha llevado a cabo calculando su área sobre una grilla o midiendo su masa, supliendo de esta manera la estimación del volumen (Toft 1980, Camp y Bozeman 1981, Marshall y Camp 1995, Evans y Lampo 1996). También existen estudios en los que se describe la dieta de anfibios sobre la base de solo una (e.g. Evans y Lampo 1996, Santos *et al.*

2004, Solé y Pelz 2007) o dos (e.g. Guix 1993, Kam 1995, De Bruyn *et al.* 1996) de estas medidas, pero este tipo de abordajes puede conllevar errores. Si se utiliza solo la abundancia, se puede sobrestimar la importancia de presas pequeñas; si se utilizan solo los volúmenes o masas, se puede acabar sobrestimando la importancia de presas de gran tamaño pero infrecuentes en la dieta y de lenta digestión (Pinkas *et al.* 1971, Hart *et al.* 2002). Aún si se calculan tanto la numerosidad, frecuencia y volumen de las presas, como es frecuente en los estudios más recientes de alimentación de anuros, el análisis de tantas medidas por separado suele dificultar la interpretación de los resultados. Por este motivo, la combinación de estas tres medidas en un solo índice como el IRI (Pinkas *et al.* 1971) resulta de gran utilidad para determinar la contribución real de cada tipo de presa a la dieta de manera sencilla (Hart *et al.* 2002).

En el presente trabajo, resultó clara la importancia de utilizar el IRI para medir la contribución de cada ítem presa a la dieta de las diferentes especies, ya que al analizar la dieta sobre la base del componente numérico de las presas, la interpretación de la importancia de los ítems quedaba sesgada hacia las presas de menor tamaño, como alertaban Hart *et al.* (2002). Éstas presas pequeñas, principalmente ácaros y colémbolos, si bien fueron abundantes e incluso frecuentes en los contenidos gastrointestinales, en la mayoría de los casos no representaron un volumen importante en comparación con otras presas más grandes como ortópteros, odonatos, arañas, coleópteros y hemípteros, que, una vez calculado el índice, resultaron de mayor importancia en la dieta de los anfibios.

Este tipo de cuidados (ponderar la importancia de diferentes dimensiones utilizadas para medir la importancia relativa de las presas), junto a la estimación de la disponibilidad ambiental de presas, deben tenerse en cuenta al analizar la especialización de la dieta de anfibios (Simon y Toft 1991, Hirai y Matsui 2000b). Simon y Toft (1991) destacaron que los ácaros son un componente importante en la dieta de muchos anfibios, aunque no encontraron una especialización de la familia Hylidae en este tipo de presas. Al analizar la dieta de 33 especies de la familia Hylidae en la Amazonía Ecuatoriana, Menéndez-Gerrero (2001) resaltó la importancia numérica del orden Acari (41,04%) en la dieta de estos anfibios, pero advirtiendo que volumétricamente representaban solo 0,18% de los contenidos. Entre los anuros estudiados para el presente trabajo, los ácaros fueron presas abundantes en los tractos gastrointestinales de cinco de las especies (*D. nanus*, *D. sanborni*, *H. pulchellus*, *H. punctatus* e *H. raniceps*), pero resultando la importancia de ésta presa comparativamente menor al analizar los valores del índice de importancia relativa (IRI). Los ácaros fueron particularmente abundantes en la dieta de las especies del género *Hypsiboas* (las tres especies de mayor tamaño estudiadas), representando el ítem

más numeroso en la dieta de *H. punctatus* e *H. raniceps* y el segundo en abundancia en la dieta de *H. pulchellus*. Pero, al ponderar la importancia del volumen y frecuencia de ocurrencia de los diferentes ítems, otras presas de mayor tamaño como los ortópteros, coleópteros, hemípteros y arañas, relegaron la importancia de los ácaros en la alimentación de estos hílidos, confirmando la necesidad de utilizar diferentes medidas para determinar la contribución real a la dieta de cada tipo de presa (Hart *et al.* 2002).

Otro ejemplo se encuentra en la alimentación de *S. nasicus*, donde los colémbolos de la familia Entomobryidae resultaron ser la segunda presa más abundante, aunque, debido al escaso volumen que representaban en la dieta de esta especie, no aparecieron entre los ítems más importantes según el IRI.

Conjuntamente al análisis de la contribución de cada componente de la dieta a la alimentación del depredador, en los estudios de ecología trófica de anuros es común el análisis de la similitud en la dieta entre diferentes especies o grupos etarios de una misma especie (e.g. Basso 1990, Anderson *et al.* 1999, Duré y Kehr 2004, López *et al.* 2005a, 2007). Nuevamente, en este tipo de trabajos resulta necesario analizar el solapamiento del nicho trófico incorporando las dimensiones tamaño de presa y su frecuencia de ocurrencia para lograr resultados que reflejen con mayor exactitud las interacciones que se están desarrollando en las comunidades. Lajmanovich (1995), al estudiar las relaciones tróficas entre tres especies de bufónidos en ambientes del río Paraná, mostró cómo los resultados de similitud de la dieta entre especies varían según se consideren solo el componente taxonómico-numérico de la misma o la frecuencia de captura de las presas. En los hílidos de la Isla Sirgadero, se observó una diferencia en los resultados del solapamiento de la dieta de cada especie entre muestras (mes/ambiente) según se consideraron solo las abundancias relativas de las presas o los valores del índice de importancia relativa jerarquizado (IRI%). Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, se puede sugerir que, analizar el solapamiento del nicho trófico solo en base al componente numérico puede llevar a la subestimación de la similitud de la dieta, ya que para las ocho especies analizadas el solapamiento trófico resultó mayor cuando se calculó en base al índice que combina numerosidad, frecuencia y volumen de las presas. Los valores superiores de solapamiento que muestra el índice de Pianka (1973) calculado sobre la base del IRI% pueden deberse a que, si bien existe un cambio importante en el consumo de presas pequeñas y numerosas entre muestras, la fidelidad para el consumo de los ítems presas de mayor tamaño (aunque menos abundantes) atenúan las diferencias reales de la dieta. En este sentido, las presas pequeñas, que aportan menos energía (Lima 1998), estarían siendo consumidas abundantemente sólo cuando resultan un recurso

numeroso y de fácil captura, mientras que las presas de mayor tamaño constituirían un componente de la dieta que los anfibios estarían buscando y seleccionando activamente debido a los beneficios energéticos que su consumo reporta (Lima 1998).

Alimentación de los anuros estudiados.

Los estudios sobre la alimentación de los anfibios tienen una larga historia dentro de las ciencias naturales. En ellos, éstos vertebrados han sido definidos como depredadores insectívoros por excelencia, aunque también resultan importantes en la composición de sus dietas otros artrópodos, especialmente arácnidos (Duellman y Trueb 1986, Simon y Toft 1991, López *et al.* 2005a).

Si analizamos los trabajos donde se ha caracterizado la dieta de especies de la familia Hylidae, encontramos que, por ejemplo, Santos *et al.* (2004) reportaron una gran proporción de arañas en la dieta de *Hypsiboas albomarginatus* en una comunidad de anfibios del noreste de Brasil. En tanto, en un estudio en el Amazonas Peruano, Parmelee (1999) señaló que, volumétricamente, las arañas constituyeron una de las tres presas más importante de la dieta de 15 hílidos (66% de las 27 especies analizadas); representando el primer ítem en la dieta de *Scinax ruber*, *Scinax pedromedinai*, *Scarthyla goinorum* e *H. punctatus*, el segundo en la de *Dendropsophus schubarti*, *Scinax garbei*, *Hypsiboas calcaratus* e *Hypsiboas boans* y el tercero en la de *Dendropsophus brevifrons*, *Dendropsophus allenorum*, *Dendropsophus rhodopepla*, *Scinax ictericus*, *Boana fasciata*, *Phyllomedusa atelopoides* y *Phyllomedusa tomopterna*. También en Brasil, Vaz-Silva *et al.* (2004) encontraron que Araneae representaba la segunda presa más abundante y frecuente en la dieta de *Hypsiboas crepitans*, siendo la tercera en importancia según el volumen, detrás de Coleoptera y Orthoptera; mientras que Solé y Pelz (2007) señalaron una importante proporción de arácnidos en la dieta de machos de *Dendropsophus minutus* (50%), *Scinax perereca* (31,25%) y *Scinax granulatus* (13,33%), siendo el ítem más abundante en la dieta de *D. minutus* y *S. perereca*. Las arañas también resultaron uno de los principales componentes de la dieta de los hílidos de hasta 35mm de largo (numérica y volumétricamente) de la comunidad de anuros de la Amazonía Ecuatoriana estudiada por Menéndez-Gerrero (2001), así como en una población subtropical (Corrientes, Argentina) de *S. acuminatus* (Duré 1999).

Al considerar aquellos estudios donde se haya analizado la alimentación de las especies tratadas en esta tesis, observamos que Maneyro y da Rosa (2004) encontraron que Araneae representa la mayor proporción de la dieta de *H. pulchellus*, seguida de Diptera, Hymenoptera y Coleoptera; mientras que Basso (1990) remarca que esta especie posee un espectro alimentario amplio, con un mayor consumo de

dípteros y luego sí de arácnidos, seguidos por ortópteros y coleópteros. En la Isla Sirgadero, si bien las arañas también resultaron la presa más consumida por esta especie, seguidas por ácaros y dípteros, al aplicar el IRI, se observa que su importancia en la alimentación de *H. pulchellus* retrocede hasta el cuarto lugar, detrás de Coleoptera, Orthoptera y Hemiptera, presas mucho menos numerosas en los tractos digestivos de estas ranas, pero de mayor tamaño.

Peltzer y Lajmanovich (2001b) y Vaz-Silva *et al.* (2004) reportaron una menor contribución de las arañas a la dieta de *H. raniceps*, pero Duré (2002) indicó a esta presa como una de las más importantes en su dieta. Sin embargo, en ninguno de estos trabajos se registraron ácaros entre los contenidos gastrointestinales. Estos resultados contrastan con la gran cantidad de ácaros consumidos por la población de *H. raniceps* de la isla Sirgadero, donde las arañas también fueron abundantes, aunque la importancia de estas dos presas resultó menor que la de diferentes familias de ortópteros.

En cuanto a *H. punctatus*, Parmelee (1999) señaló la importancia de las arañas y lepidópteros en su dieta. Sin embargo, el análisis de la dieta de *H. punctatus* en el trabajo de este autor fue realizado en base a solo cinco individuos. En un estudio realizado en la Isla Sirgadero en el año 2002 (López *et al.* 2002), se encontró una elevada importancia de los dípteros en la alimentación de *H. punctatus*; ubicándose este ítem en segundo lugar en la dieta de los ejemplares analizados en el presente trabajo, detrás los ortópteros y seguidos por los ácaros. Esto indica que, al menos en los ambientes asociados al río Paraná, los dípteros representan una presa importante en la dieta de *H. punctatus* y, la variación en su contribución a la alimentación de este anfibio, se encuentra restringida a los primeros puestos dentro de la dieta (López *et al.* 2008). Cabe mencionar que, en una de las muestras analizadas para el presente estudio, se observó un gran consumo de moscas de la familia Calliphoridae por parte de los ejemplares de *H. punctatus*. Estas moscas, que fueron capturadas selectivamente por las ranas, se encuentran asociadas a la miasis en humanos y ganado (Soler Cruz 2000, Visciarelli *et al.* 2007), por lo que la depredación de los anfibios sobre estos dípteros resultaría beneficiosa para el hombre.

Por otro lado, los ortópteros y coleópteros parecen ser siempre una de las presas más importantes en la alimentación de las ranas del género *Hypsiboas* en diferentes lugares y ambientes (Basso 1990, Parmelee 1999, López *et al.* 2002, Duré 2004, Vaz-Silva *et al.* 2004), ocupando alguno de los primeros cuatro puestos en el escalafón de los ítems que componen la dieta de estas especies (según su frecuencia de ocurrencia, volumétricamente y/o numéricamente o tras su combinación mediante el IRI).

En relación a las especies del género *Scinax*, Duré (2004) halló una importante depredación sobre arañas en una población correntina de *S. squalirostris*, indicando por otro lado que la representación de esta presa en la alimentación de su cogenérica *S. nasicus* resulta mucho menor. En esta segunda especie, el consumo de arañas se ubicó por detrás del de dípteros, formícidos, homópteros y coleópteros (Duré 1999, 2004). En la provincia de Santa Fe, al comparar la dieta de *S. nasicus* entre dos localidades distantes aproximadamente 300km, Peltzer y Lajmanovich (1999) encontraron que tres ítems conformaban la mayor parte de la dieta de esta especie, alternando su contribución entre las dos localidades (Las Gamas: Hymenoptera, Coleoptera y Diptera; Colastiné: Diptera, Coleoptera e Hymenoptera). Por su parte, Basso (1990) señaló para *S. squalirostris* una dieta compuesta principalmente por homópteros y dípteros. La dieta de *S. squalirostris* en la Isla Sirgadero, resultó más similar a la descrita para esta especie en Corrientes (Duré 2004) que en Buenos Aires (Basso 1990) y las arañas representaron el principal ítem presa tanto numéricamente como según el índice de importancia relativa (IRI). Por otro lado, la alimentación de la población de *S. nasicus* aquí estudiada se caracterizó por una variación sustancial en su composición tanto entre ambientes como a lo largo de los meses, por lo que es difícil asignar una mayor importancia a un tipo particular de presa para todas las muestras, aunque las arañas resultaron ser el ítem más numeroso. Esta gran variación en la dieta de las especies del género *Scinax*, es el reflejo de un tipo de dieta generalista; y alerta sobre el riesgo de realizar generalizaciones sobre la alimentación de una especie con muestreos restringidos en el espacio y en el tiempo.

En la bibliografía encontramos una gran importancia del orden Diptera en la alimentación de *D. nanus* y *D. sanborni* (Basso 1990, Duré 2004). Una excepción la constituyen los resultados obtenidos por Peltzer y Lajmanovich (2000) para la dieta de una población de *D. nanus* en la llanura aluvial del río Paraná, a solo 25km del área de muestreo del presente trabajo. Estos autores señalan una composición de la dieta de *D. nanus* conformada fundamentalmente por los órdenes Hymenoptera (principalmente hormigas) y larvas de Odonata, quedando la importancia de Diptera relegada a un cuarto lugar, detrás de Araneida. En las poblaciones estudiadas para el presente trabajo, tanto en *D. nanus* como en *D. sanborni* los dípteros (Muscidae, Culicidae y Chironomidae principalmente) resultaron las presas más importantes y numerosas, coincidiendo con los trabajos de Basso (1990) y Duré (2004). Sin embargo, precisar a nivel de familia el análisis, permitió en este caso distinguir que la importancia relativa de las distintas familias de dípteros varía entre estas dos especies de *Dendropsophus*, aún cuando los ejemplares analizados se encontraban

cohabitando (temporal y espacialmente) y por ende seleccionaban sus presas de entre una misma oferta trófica ambiental.

En ambientes con un elevado impacto por pastoreo de ganado, varias de las especies de anuros (*D. nanus*, *D. sanborni*, *H. pulchellus* y *H. punctatus*) consumieron dípteros de la familia Mycetophilidae. Este hecho puede interpretarse teniendo en cuenta historia de vida de las Mycetophilidae, cuyas larvas fungívoras podrían estar proliferando en los ambientes con ganado, gracias a la fuente de alimento que representan los hongos que crecen en el abundante excremento de estos animales.

Por último, si consideramos los estudios que analizan la alimentación de *P. limellum*, existen autores que han señalado a Diptera como su principal presa (entre el 50 y 60 % de las presas según el trabajo) (Duré y Kehr 2001, Peltzer y Lajmanovich 2002, Duré 2004). Incluso, Peltzer y Lajmanovich (2002) puntualizan que más del 50% de las presas consumidas por los 31 anuros analizados en su trabajo, pertenecían a moscas de la familia Ephydriidae, dípteros transmisores de numerosas enfermedades al ser humano (Lajmanovich y Peltzer 2003). En los 574 ejemplares de esta especie analizados para el presente estudio, solo un individuo, colectado el mes de enero en UNL, contenía en su estómago un Ephydriidae y la abundancia de esta familia en el ambiente fue de las más bajas dentro del orden Diptera. Sin embargo, tanto *P. limellum* como *D. nanus* consumieron selectivamente un gran número moscas de la familia Sarcophagidae (Diptera) en ambientes alterados y con una importante presencia de ganado. Si bien Sarcophagidae no resultó una presa abundante en el ambiente, los ejemplares de estas moscas solo fueron colectados en la oferta trófica de los sitios con presencia de ganado, animales a los que sus larvas infectan para alimentarse, produciéndoles miasis (Soler Cruz 2000).

Más allá de las moscas Sarcophagidae, la dieta de *P. limellum* en la Isla Sirgadero varió notoriamente entre los ambientes y meses analizados, pero se puede mencionar a los quironómidos como la presa más numerosa. En segundo lugar consumieron colémbolos de la familia Sminthuridae, luego culícidos, arañas, cicadélidos y múscidos. Una vez aplicado el IRI, la importancia de estas presas en su dieta altera el escalafón mencionado arriba, ubicando a las arañas y culícidos por encima de los quironómidos y en algunas muestras realzando la importancia de presas de gran tamaño como los coenagrionidos. En todo caso, queda claro que los dípteros no resultaron ser tan importantes en la alimentación de la población de *P. limellum* que habita en la Isla Sirgadero como en las poblaciones de Corrientes (Duré y Kehr 2001, Duré 2004) y Entre Ríos (Peltzer y Lajmanovich 2002).

Se debe considerar que la alimentación de los anfibios se encuentra en íntima relación con el microhabitat de caza que utilizan (Duré 2004, Duré y Kehr 2004).

Pseudis limellum es la especie de hábitos más acuáticos de las ocho analizadas (Peltzer y Lajmanovich 2007) y fue la única en consumir varias presas acuáticas (Insecta: Belostomatidae, Saldidae; Cladocera: Moinidae). La captura de presas en el agua requiere de tácticas de caza diferentes a la captura de presas en tierra o sobre la vegetación (Measey 1998). Tanto los Belostomatidae como los Saldidae pueden haber sido capturados por las ranas en la superficie del agua, ya sea mientras nadaban o emergían para respirar (Brown 1948, Cloarec 1995), mientras los anuros acechaban sobre la vegetación acuática, cerca de la superficie del agua (Duré 2004). Sin embargo, cabe mencionar que el número de ejemplares de *P. limellum* analizados en las muestras en que estas presas acuáticas resultaron importantes en su dieta fueron pocos. En cuanto a los once cladóceros, estos fueron todos consumidos por un solo ejemplar. Pero en este caso, teniendo en cuenta los hábitos de vida de estas presas, el anfibio debió consumirlos bajo la superficie del agua, actividad que requirió de un mecanismo de detección y captura diferente al utilizado para las otras presas acuáticas y las terrestres (Measey 1998). Probablemente este ejemplar debió utilizar un mecanismo de succión similar al que ha sido descrito para otros anfibios que capturan sus presas debajo del agua (Dean 2003). La posibilidad de que los cladóceros hayan sido parte de la dieta de alguna de las otras presas encontradas en el tracto gastrointestinal de la rana queda descartada por el hecho de que los ítems encontrados en su estómago no se alimentan de cladóceros (una araña, ocho dípteros –Muscidae, Tipulidae y Chironomidae- y diecisiete colémbolos –Sminthuridae-).

Selectividad trófica y estrategias de alimentación.

Para depredadores insectívoros como los anfibios (o más precisamente consumidores de artrópodos), con una movilidad relativamente baja (en comparación a otros insectívoros como las aves), el tiempo de búsqueda de las presas potenciales resulta moderado y, una vez localizada, el tiempo para someter y consumir cada presa dependerá, entre otros factores, del tamaño de la presa en relación al tamaño del anfibio. En el caso de presas pequeñas como ácaros, colémbolos, dípteros y muchas de las arañas que consumieron en gran número los anuros aquí estudiados, el tiempo de sometimiento y consumo resultaría relativamente breve. Siguiendo los criterios expuestos por McArthur y Pianka (1966), estas características de los depredadores favorecen el desarrollo de una dieta generalista, con una importante amplitud de nicho trófico, situación observada en el presente trabajo.

Sin embargo, la dieta de las distintas especies analizadas en este estudio no reflejó fielmente la disponibilidad ambiental de presas, por lo que diferentes

mecanismos estarían actuando en la selección de las presas por parte de los anuros de la isla Sirgadero.

La manera en que las distintas especies de anfibios seleccionan sus presas va desde la respuesta a estímulos táctiles (Comer y Grobstein 1981), la utilización del olfato (Shinn y Dole 1978, Dole *et al.* 1981) o de la audición (Martof 1962, Jaeger 1976) hasta la utilización de la visión (Measey 1998). Pero, sin duda, es la visión la herramienta de la cual se valen primariamente para la identificación y selección de sus presas, pudiendo con ella identificar tamaño, forma y velocidad de movimiento de las mismas. Estudios experimentales, prueban que la elección correcta de la presa derivaría entre otras cuestiones de la memoria del depredador (Hirvonen *et al.* 1999). Tinbergen (1960) propuso que ciertos depredadores, particularmente vertebrados, desarrollan una “imagen de búsqueda específica” que los posibilita para una búsqueda más efectiva de esta presa, llevando a una concentración en esta presa “imagen” que resulta en una relativa exclusión de presas “no imagen”. Más aún, ya que la imagen de búsqueda se desarrolla a través de la experiencia previa y los depredadores son más susceptibles a experimentar las presas más comunes, podemos esperar que los depredadores se concentren en un tipo de presa cuando ésta resulta más abundante (Begon *et al.* 1996), generando una preferencia desproporcional por el tipo copioso de presa. En parte, este proceso podría explicar el patrón de depredación observado para varias de las especies estudiadas, que consumieron un gran número de presas pequeñas y abundantes en la oferta trófica, y lo hicieron por sobre su disponibilidad ambiental, aún cuando estos ítems resultaran menos beneficiosos desde el punto de vista energético (Lima 1998).

Como se observó en los resultados de la estimación de disponibilidad ambiental de presas, los ácaros fueron uno de los ítems más abundantes en la oferta trófica de la Isla Sirgadero y las tres especies de mayor tamaño aquí estudiadas (*H. punctatus*, *H. pulchellus* y *H. raniceps*), consumieron selectivamente una gran cantidad de estas pequeñas presas, llegando a ser las más numerosas en sus dietas. Interpretando este patrón dentro del marco propuesto por Tinbergen (1960) y Begon *et al.* (1996), las ranas estarían capturando una gran cantidad de ácaros porque han generado una imagen específica de búsqueda sobre estas presas abundantes y de bajo costo de persecución, debido a su lenta movilidad en relación con los anfibios (Simon y Toft 1991). Sin embargo, la importancia para la alimentación de los anuros resultó menor que la de otras presas de mayor tamaño y por lo tanto más beneficiosas energéticamente (Lima 1998). Por este motivo, más allá de la numerosidad de Acari en la dieta las ranas del género *Hypsiboas*, la alimentación de estos anfibios debe clasificarse como generalista aunque la estrategia de forrajeo resulte intermedia

(Basso 1990, López *et al.* 2002, Duré 2004, Maneyro y da Rosa 2004): activa para las presas de mayor tamaño y movilidad (muchas veces presas voladoras) y pasiva para los ácaros, recurso abundante y de bajo costo de persecución y sometimiento.

Otro ejemplo del comportamiento predatorio propuesto por Tinbergen (1960), se puede encontrar en el consumo selectivo de formícidos por parte de *H. raniceps*, *H. pulchellus* y *S. squalirostris* en el sitio UNL, ambiente en el que estos himenópteros representaron una importante proporción de la oferta trófica (superior a la alcanzada en otros sitios). Los anfibios encontrarían en las hormigas una presa que resulta menos beneficioso ignorar que consumir (a pesar de su pequeño tamaño en relación a los ítems más importantes de su dieta); y, debido a su abundancia en el ambiente y la experiencia ganada por los anfibios en su captura, los anuros generarían una “imagen específica de búsqueda” para los formícidos, para terminar consumiéndolos por sobre su disponibilidad ambiental. Aparentemente, estas especies de anuros no estarían buscando los nidos ni caminos de hormigas para alimentarse, si no que estarían consumiendo las hormigas exploradoras. Esto se deduce del bajo número de formícidos encontrados en el tracto gastrointestinal de cada anfibio (máximo tres) en comparación con anfibios mirmecófagos (López *et al.* 2007), que capturan sus presas en los caminos de hormigas o en los mismos hormigueros (Duellman y Trueb 1986). También es posible que los hílidos aquí estudiados tuvieran la oportunidad de capturar un número aún mayor de hormigas, pero no lo hicieran para no sobrepasar la ingesta de ciertos niveles de toxinas que estas presas poseen.

Las dos especies del género *Dendropsophus* también estarían generando una “imagen específica de búsqueda” de las presas más numerosas en sus dietas, en este caso diferentes familias de dípteros, aunque también arácnidos y colémbolos (principalmente de la familia Entomobryidae), por lo que si bien la alimentación de *D. nanus* y *D. sanborni* debe clasificarse como generalista, la estrategia de alimentación de estas especies sería intermedia.

Scinax nasicus es otra especie que consumió un gran número de colémbolos, pero, a diferencia de los ejemplos mencionados anteriormente, esta especie no parecería haber generado una “imagen específica de búsqueda” para estos insectos. Los colémbolos, que representaron un recurso abundante, fueron consumidos por estas ranas proporcionalmente o levemente por debajo a su disponibilidad ambiental. Por lo que *S. nasicus* estaría incorporando estas presas a su dieta sólo porque representan un bajo costo de búsqueda y persecución (Simon y Toft 1991), aunque no contribuyan sustancialmente su alimentación debido a su pequeño tamaño. La estrategia de alimentación empleada por esta especie sería la captura al acecho o *sit and wait* (Duré 2004). Un cuadro similar se puede observar para *P. limellum*, especie

que tuvo como presa más numerosa en su dieta a los quironómidos, insectos que también resultaron muy abundantes en la oferta trófica, pero que fueron depredados por debajo de su disponibilidad ambiental.

Alteración ambiental y alimentación de los anfibios.

Actualmente, se está registrando a nivel mundial una declinación de las poblaciones de anfibios (Becker y Díaz Loyola 2008). Los dos factores más importantes detrás ésta declinación son la destrucción y alteración de sus hábitats (Alford y Richards 1999, Blaustein y Kiesecker 2002). Para las especies aquí estudiadas, la vegetación palustre y marginal de los cuerpos de agua es el microhabitat de vocalización y alimentación (Duré 2004, Duré y Kehr 2004, Schaefer 2007). Por este motivo, el drenado de humedales, la ganadería en ambientes ribereños y la alteración de la vegetación por diversas vías pueden afectar directamente sus poblaciones (Petranka *et al.* 1993, Semlitsch 1998, Jansen y Healey 2003). Además, la tala selectiva, actividad cotidiana de los habitantes de las islas del río Paraná, puede afectar negativamente a los anfibios arborícolas (Lemckert 1999).

En varios trabajos se ha estudiado la respuesta de los anfibios a la modificación del ambiente donde habitan, comparando riqueza, abundancia, composición de especies entre sitios modificados y conservados; también se ha analizado la influencia de las alteraciones sobre el *fitness* de los animales, pero en estos estudios no se ha examinado cómo dichas modificaciones afectan las diferentes dimensiones de nicho ecológico de los anfibios (e.g. Hazell *et al.* 2001, 2004, Jansen y Healey 2003, Gray *et al.* 2004, Gray y Smith 2005, Rodríguez-Prieto y Fernández-Juricic 2005). Algunos autores han aportado al conocimiento del efecto de las alteraciones ambientales sobre la dimensión reproductiva del nicho ecológico de los batracios (e.g. Martino 1998, Schaefer 2007). Sin embargo, resultan muy escasas aquellas contribuciones que analicen el efecto de la alteración del ambiente sobre la dimensión trófica del nicho ecológico (Kovács y Török 1995, Junquera *et al.* 1998), radicando allí la relevancia del presente trabajo. En este sentido, en la Isla Sirgadero se pudo observar que, en general, existe una mayor similitud en la dieta entre las poblaciones de anfibios que habitan sitios con mayor semejanza en cuanto a la alteración ambiental. Aunque esta variación en la dieta de los anuros solo se encontró relacionada con la variación en la disponibilidad ambiental de las diferentes presas en algunas de las especies analizadas. Un estudio realizado por Measey (1998), constituye un antecedente de registro del ajuste de la dieta de un anuro a los cambios en la oferta ambiental de presas; este autor señaló que *Xenopus laevis* comienza a

consumir presas menos preferidas cuando la abundancia de sus ítems más importantes (quironómidos) decrece estacionalmente.

La importancia de analizar la respuesta de los anfibios a la variación en la disponibilidad ambiental de presas reside en que se ha sugerido que la disminución o falta de algún ítem presa puede causar declinación en las poblaciones de anfibios (Blaustein y Wake 1995) o afectarlas negativamente en algún grado (Duré 2004). En este contexto, la vulnerabilidad de las diferentes especies de anfibios se encuentra relación directa con su capacidad para adaptarse a los cambios en el ambiente (Peltzer y Lajmanovich 2001a), no solo físico sino también biológico. En un escenario en el cuál los disturbios y alteraciones antropogénicas del medio llevan a una variación en la abundancia relativa de las presas disponibles para un grupo de depredadores, su plasticidad trófica, entendida como su capacidad para realizar cambios en la dieta que les permitan sobrellevar la desaparición o disminución de las presas que consumen, resulta de vital importancia (Duré 2004). Por este motivo, aquellas especies muy especializadas o con requerimientos tróficos específicos tendrán mayor dificultad para sobrellevar los cambios en el ambiente que afecten la oferta trófica (Anderson *et al.* 1999). En la Isla Sirgadero, se pudo observar una mayor semejanza en el ensamble de anfibios que soportan los ambientes más alterados, aunque esta similitud en cuanto a la presencia y abundancia de las diferentes especies puede deberse al efecto de las alteraciones ambientales sobre diferentes dimensiones del nicho ecológico de los anuros y no exclusivamente sobre la dimensión trófica.

Por otro lado, en el presente trabajo se ha podido comprobar una variación en el acervo de presas disponibles para la taxocenosis de anfibios estudiada. Incluso, la abundancia de ciertas presas estuvo asociada a la alteración ambiental provocada por diferentes actividades humanas. Esta variación en la abundancia relativa de los artrópodos que constituyeron el alimento de los anfibios, se ha detectado a lo largo del gradiente de alteración ambiental analizado en los seis sitios estudiados; pudiéndose establecer relaciones entre la abundancia de ciertas presas y los tipos de alteración definidos. De esta manera, si consideramos lo ocurrido con los artrópodos más numerosos de la oferta trófica, se puede mencionar que los ortópteros resultaron abundantes en ambientes alterados. Las mayores abundancias de coleópteros y ácaros se relacionaron con la presencia de ganado y los formícidos con la alteración de los ciclos hidrológicos naturales de los ambientes. En particular, los formícidos resultaron una presa especialmente abundante en la reserva universitaria (UNL), sitio que perdió toda conectividad con el pulso de inundación hace más de diez años. Las hormigas, como himenópteros no voladores, sufren en los ambientes ribereños del Paraná la inclemencia de las periódicas inundaciones y, si bien las colonias de las

especies que habitan en estos sitios poseen estrategias para superar estas perturbaciones, la ausencia de crecidas podría estar favoreciendo la explosión demográfica de este grupo (incluso favoreciendo a ciertas especies de hormigas) en un ambiente más estable desde el punto de vista hidrológico como resulta la reserva universitaria. Probablemente, las especies de anuros capaces de explotar estos recursos se vean favorecidas en este tipo de ambientes, siempre y cuando estas alteraciones hidrológicas no afecten negativamente otra dimensión de su nicho ecológico, como la disponibilidad de hábitats propicios para la reproducción o refugio.

También existieron presas que, aún con una variación no despreciable, resultaron abundantes en todos los ambientes y grados de alteración de los mismos. Éste es el caso de los dípteros (con una importante presencia de múscidos, culícidos y quironómidos) y hemípteros (respectivamente, entre el 32% y el 51%, y entre el 12% y el 25% de la abundancia total de presas según el ambiente). Estos insectos voladores, con una capacidad de desplazamiento mayor que otras presas (e.g. hormigas, ácaros, colémbolos), podrían estar movilizándose entre los cuerpos de agua muy cercanos entre sí del imbricado sistema de humedales que resultan las islas del río Paraná. Además, el tipo de perturbaciones observadas en los ambientes estudiados, no necesariamente estarían afectando sus microhabitats de reproducción en los ambientes alterados. Por un lado, la modificación de la dinámica hídrica natural de los cuerpos de agua observada en algunos de los sitios estudiados (conectividad con el pulso de inundación, escurrimiento de aguas de lluvias una vez superada la cota del nivel del canal de desagüe, etc.), no necesariamente disminuye su calidad como hábitats de reproducción para culícidos y quironómidos. Las especies de anfibios cuya dieta se componga principalmente por estos dípteros, abundantes en todos los ambientes, no variarían sus poblaciones por las alteraciones registradas, por lo menos por el efecto que estas alteraciones puedan tener sobre los recursos tróficos.

Por último, hubo artrópodos cuya abundancia se encontró más relacionada a la mayor conservación del ambiente, como en el caso de los colémbolos (principalmente de la familia Sminthuridae). Los colémbolos han sido de utilidad en estudios de caracterización del medio (Palacios-Vargas 1990) y resultan un grupo susceptible a los cambios en las condiciones de humedad, cobertura vegetal, incidencia de incendios y otras perturbaciones del hábitat (Trueba *et al.* 1999, González Cairo *et al.* 2003). Probablemente, la disminución de su abundancia en los ambientes más alterados se relacione con su limitada capacidad para escapar de las constantes perturbaciones como quemas de la vegetación, pisoteo y removido del suelo provocado por el ganado (vacuno, equino y porcino), etc. Un anfibio especializado en el consumo de estas presas sensibles a la alteración ambiental, de no poseer una plasticidad trófica que le

permita reacomodar su dieta a la nueva oferta de recursos alimenticios, vería disminuido su *input* energético en los sitios alterados, viéndose afectado por el resultado de la alteración ambiental sobre los recursos tróficos.

La respuesta de las especies de anuros estudiadas en el presente trabajo a este cambio en la disponibilidad de presas no ha sido igual en todos los casos. En algunas especies la dieta varió conforme lo hacía la oferta trófica, mientras que en otras no se observó esta capacidad de adaptar la alimentación a los cambios en las proporciones de los diferentes ítems presas en el ambiente. De las ocho especies estudiadas, *P. limellum*, *D. nanus*, *H. pulchellus* e *H. punctatus* serían las menos vulnerables al cambio en la oferta trófica ya que poseen la capacidad de variar su dieta según varía la oferta de presas (plasticidad trófica). Incluso, la presencia y abundancia de las tres primeras de éstas especies parecería no verse afectada por las diferencias en los tipos y grados de alteración que existe entre los seis ambientes analizados. Resulta interesante destacar que *P. limellum*, *D. nanus* y *H. punctatus*, fueron las únicas especies para las cuales se pudo construir un modelo estadísticamente significativo de la variación estacional en su actividad sobre la base de las variables ambientales consideradas (*H. pulchellus* solo a un 90% de confianza) (Tabla 3). Si consideramos que la variación estacional y anual las presas de los anfibios se encuentra relacionada con la variación en las condiciones climático-ambientales (Dunham 1983, Kovács y Török 1995), las especies mencionadas podrían estar sincronizando su actividad junto a la de los artrópodos que consumen, en relación a los cambios estacionales de temperaturas, heliofanía y altura del río. Este tipo de asociación, entre la selección del alimento y la variación estacional en la actividad y abundancia de las presas, ya ha sido descrita para otros anfibios (Berry 1966, Measey 1998). Por otro lado, *D. sanborni*, *H. raniceps*, *S. nasicus* y *S. squalirostris*, que no variaron su alimentación según la disponibilidad ambiental de presas, podrían resultar más vulnerables a los cambios en la oferta trófica debido a la alteración de los ambientes. Particularmente *H. raniceps*, resultó una especie poco abundante en sitios alterados, situación que puede deberse tanto al efecto de las alteraciones ambientales sobre la disponibilidad de sus presas más importantes, como sobre alguna otra dimensión del nicho ecológico de esta especie.

4.1. Conclusión

Tras haber comparado la alimentación de un elenco de anuros del valle aluvial del río Paraná entre sitios con diferentes tipos y grados de alteración, se encontró que no todas las especies responden de igual manera al cambio en la disponibilidad ambiental de presas. La mitad de las especies estudiadas (*P. limellum*, *D. nanus*, *H. pulchellus* e *H. punctatus*) evidenciaron una mayor capacidad para ajustar su dieta en relación a las diferencias encontradas entre los sitios analizados en la oferta ambiental de presas. Las especies restantes (*D. sanborni*, *H. raniceps*, *S. nasicus* y *S. squalirostris*), con una menor plasticidad trófica, se hallarían en una situación de mayor vulnerabilidad frente a las modificaciones del hábitat que acarreen cambios en la abundancia de los artrópodos que componen su dieta. Por este motivo, en relación a la hipótesis planteada, los resultados del presente trabajo permiten corroborar que *la alteración de los ambientes ribereños estaría afectando la ecología trófica de los anuros*, aunque este fenómeno repercutiría en cada una de las especies con diferente magnitud.

La consideración de los anuros según su plasticidad trófica posibilitará el reconocimiento de las especies más vulnerables a las alteraciones ambientales que modifiquen la composición y abundancia de los recursos tróficos; y permitirá predecir qué anfibios resultarán favorecidos dentro de la matriz de hábitats crecientemente antropizados. Este tipo de información, constituye una herramienta valiosa para futuros estudios y programas sobre conservación de humedales.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Adis J. 2002. Chapter 6: Recommended sampling techniques. Amazonian Arachnida and Myriapoda. Joaquim Adis (Ed.). PENTSOFT Publishers, Sofia, Moscow: 555-576.
- Alford R. A. y Richards S. J. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. Annual Review of Ecology and Systematics. 30: 133-165.
- Anderson A. M. Haukos D. A. y Anderson J. T. 1999. Diet Composition of Three Anurans from the Playa Wetlands of Northwest Texas. Copeia. 1999 (2): 515-520.
- Angrisan E. B. 1995. Insecta Trichoptera. Pp. 1199-1237. En: E. C. Lopretto y G. Tell, directores. Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su estudio. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata.
- Angrisan E. B. y Trémouilles E. R. 1995. Insecta Diptera. Pp. 1243-1265. En: E. C. Lopretto y G. Tell, directores. Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su estudio. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata.
- Arano A. y Torrá E. 2002. Ganadería en el Delta. INTA Informa 138, 2 pp.
- Arzabe C., De Carvalho C. X., Goes Costa M. A. 1998. Anuran assemblages in Crasto Forest ponds (Sergipe State, Brazil): Comparative structure and calling activity patterns. Herpetological Journal. 8: 111-113.
- Attademo A., Lajmanovich R. C., Peltzer P. M. y W. Cejas 2005. Amphibians occurring in soybean and implications for biological control in Argentina. Agriculture, Ecosystem and Environment. 106: 389-394.
- Attademo A., Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 2007. Feeding habits of *Physalaemus biligonigerus* (Anura, Leptodactylidae) from soybean field of Córdoba Province, Argentina. Russian Journal of Herpetology. 14 (1): 1-6.
- Avery R. A. 1968. Food and feeding relationship of three species of *Triturus* (Amphibia, Urodela) during the aquatic phases. Oikos. 19: 408-412.
- Ayalo D. P. y Garces G. G. 1982. Introducción al estudio del Orden Diptera en Cuba. Editorial Oriente, José Antonio Saco nº 356, Santiago de Cuba. 223pp.
- Bachmann A. O. 1967. Nueva clave para determinación de los órdenes de insectos sudamericanos. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina. Vol. XXIX (1-4): 11-16.
- Bachmann A. O. 1995a. Insecta Lepidoptera. Pp. 1239-1242. En: E. C. Lopretto y G. Tell, directores. Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su estudio. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata.
- Bachmann A. O. 1995b. Insecta: Introducción, clave de órdenes con representantes acuáticos y glosario. Pp. 1041-1067. En: E. C. Lopretto y G. Tell, directores. Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su estudio. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata.
- Bachmann A. O. y Mazzucconi S. A. 1995. Insecta Heteroptera (= Hemiptera s. str.). pp. 1291-1325. En: E. C. Lopretto y G. Tell, directores. Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su estudio. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata.
- Bacon P., Ward K., Craven P., Harper M. y Bone B. 1994. Floodplain land-use issues in the Murray-Darling Basin. En: T. Sharley y C. Huggans. (Eds.). The Murray. Murray-Darling Basin Comission, Camberra, Australia. Pp 42-52.
- Barbour M. T. y Gerritsen J. 1996. Subsampling of Benthic Samples: A Defense of the Fixed-Count Method. Journal of the North American Benthological Society. 15 (3): 386-391.
- Basso N. G. 1990. Estrategias adaptativas de una comunidad subtropical de anuros. Monografía de la Sociedad Herpetológica Argentina. 1: 70 pp.
- Becker C. G. y R. Díaz Loyola. 2008. Extinction risk assessments at the population and species level: implications for amphibian conservation. Biodiversity Conservation. 17: 2297-2304.
- Begon M., Mortimer M., Thompson D. J. 1996. Population Ecology: A Unified Suty of Animals and Plants. Third edition. Blackwell Science Ltd. Osney Mead, Oxford, UK. 247 pp.

- Bennato A. 2005. Gran Resistencia y la ribera paranaense. Departamento de Historia FAU – UNNE. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. Resumen: T-087. 4pp.
- Bennett D. P. y Humphries D. A. 1978. Introducción a la ecología de campo. España. 327 pp.
- Berry P. Y. 1966. The food and feeding habits of the torrent frog, *Amolops larutensis*. Journal of Zoology of London. 149:204-214.
- Biavati G. M., Wiederhecker H. C. y Colli G. R. 2004. Diet of *Epipedobates flavopictus* (Anura: Dendrobatidae) in a Neotropical Savanna. Journal of Herpetology. 38: 510-518.
- Blaustein A. R. y Kiesecker J. M. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. Ecology Letters. 5: 597-608.
- Blaustein A. R., Wake D. B. y Sousa W. P. 1994. Amphibians declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. Conservation Biology. 8: 60-71.
- Blaustein A. R. y Wake D. B. 1995. The puzzle of declining amphibians populations. Scientific American. 272: 52-57.
- Blaustein A. R., Belden L. K., Olson D. H., Green D. M., Root T. L. y Kiesecker J. M. 2001. Amphibian breeding and climate change. Conservation Biology. 15: 1804-1809.
- Bonetto A. A. 1994. Austral rivers of South America: 425-472. En: A Paradigm of Planetary Problems, R. Margalef (Ed.). Elsevier/Science, Amsterdam
- Bonetto A. A. y Hurtado S. 1998. Región 1. Cuenca del Plata: 33-72. En. Los Humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación, P. Canevari *et al.* (Eds.) Wetlands international, SRNyDS, Buenos Aires, Publ. Nº46:i-xiii, 1-208.
- Borror D., Triplehorn C. y Johnson N. 1992. An Introduction to the Study of Insects. 6th edition. Harcourt Brace College Publishers, San Diego, California.
- Bosch J. 2003. Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. MUNIBE (Suplemento/Gehigarria). Donostia-San Sebastián. 16: 55-71.
- Both C., Kaefer Í. L., Santos T. G. y Cechin S. T. Z. 2008. An austral anuran assemblage in the Neotropics: seasonal occurrence correlated with photoperiod. Journal of Natural History. 42 (3-4): 205-222.
- Boyer R. y Grue C. H. 1995. The need for water quality criteria for frogs. Environmental Health Perspectives. 103: 352-357.
- Brewer M. M. y Arguello N. V. 1980. Guía ilustrada de insectos comunes de la Argentina. Miscelánea. 67: 1-131.
- Bridarolli M. E. y di Tada I. 1994. Biogeografía de los anfibios anuros de la región central de la República Argentina. Cuadernos de Herpetología. 8: 63-82.
- Brown E. S. 1948. The Ecology of Saldidae (Hemiptera-Heteroptera) Inhabiting a Salt Marsh, with Observations on the Evolution of Aquatic Habits in Insects. The Journal of Animal Ecology. 17 (2): 180-188.
- Burkart R., Bárbaro N. O., Sanchez R. O. y Gómez D. 1999. Eco-Regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales (Ed.), Buenos Aires, Argentina. 42pp
- Burton T. M. 1976. An analysis of feeding ecology of the salamanders (Amphibia, Urodela) of the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, Journal of Herpetology. 10: 487-204.
- Cabrera A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, 2 (1): 1-85.
- Caldwell J. P. 1996. The evolution of myrmecophagy and correlates in poison frogs (Family Dendrobatidae). Journal of Zoology (London). 240: 75-101.
- Caldwell J. P. y Vitt L. J. 1999. Dietary asymmetry in leaf litter frogs and lizards in a transitional northern Amazonian rain forest. Oikos. 84: 383-397.

- Camp C. D. y Bozeman L. L. 1981. Foods of two species of *Plethodon* (Caudata: Plethodontidae) from Georgia and Alabama. *Brimleyana*. 6: 163-166.
- Canavero A., Arim M., Naya D. E., Camargo A., da Rosa I. y Maneyro R. 2008. Calling activity patterns in an anuran assemblage: the role of seasonal trends and weather determinants. *North-Western Journal of Zoology*. 4 (1): 29-41.
- Casaubón E., Gurini L. y Ramos G. 1996. Productividad de *Populus deltoides* en el Delta del Paraná. 20° Sesión de la Comisión Internacional del Alamo. Budapest.
- Castellano S., Tontini L., Giacoma C., Lattes A. y Balletto E. 2002. The evolution of release and advertisement calls in green toads (*Bufo viridis* complex) *Biological Journal of the Linnean Society*. 77: 379-391.
- Cei J. M. 1949. El ciclo sexual y el predominio de la espermatogénesis anual continua en batracios chaqueños. *Acta Zoológica Lilloana*. 7: 527-544.
- Cei J. M. 1965. Ciclos gametogénicos continuos y discontinuos en anuros neotropicales. *Actas del 3^{er} Congreso Latinoamericano de Zoología*. pp. 1-8.
- Cei J. M. 1980. Amphibians of Argentina. *Monitore Zoologico Italiano Monografia*. 2: 609 pp.
- Clarke R. D. 1974. Foods habits of toads, Genus *Bufo*. *American Midland Naturalist*. 91: 140-147.
- Cloarec A. 1995. General Activity and Foraging Tactics in a Water Bug. *Journal of Ethology*. 13: 31-39.
- Cobas A. y Arbib M. 1992. Prey-catching and predator-avoidance in frog and toad: defining the Schemas. *Journal of Theoretical Biology*. 157: 271-304.
- Comer C y Grobstein P. 1981. Tactually elicited prey acquisition behavior in the frog, *Rana pipiens*, and a comparison visually elicited behavior. *Journal of Comparative Physiology* 142: 141-150.
- Costa Lima A. 1940. Insetos do Brasil. Escola Nacional de Agronomía. Serie Didáctica. 2 (I): 1-470.
- Courtemanch D. L. 1996. Commentary on the Subsampling Procedures Used for Rapid Bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*. 15 (3): 381-385.
- Cranston P. S., Fairweather P. y Clarke, G. 1996. Biological indicators of water quality. En: J. Wlaker y D. J. Reuter (Eds.), *Indicators of Catchment Health: A technical perspective*. CSIRO. Melbourne, Australia. pp 143-154.
- Cuevas M. F. y Martori R. 2007. Diversidad trófica de dos especies sintópicas del género *Leptodactylus* (Anura: Leptodactylidae) del sudeste de la provincia de Córdoba, Argentina. *Cuadernos de Herpetología*. 21 (1): 7-19.
- da Silva H. R., de Britto-Pereira M. C. y Caramaschi U. 1989. Frugivory and Seed Dispersal by *Hyla truncata*, a Neotropical Treefrog. *Copeia*. 1989 (3): 781-783.
- Das I. 1996. Folivory and seasonal change in diet in *Rana hexadactyla* Lesson. *Journal of Zoology, London* 233 (4): 785-794.
- Das I. y Coe M. 1994. Dental morphology and diet in anuran amphibians from south India. *Journal of Zoology, London* 231: 417-427.
- De Bruyn L., Kazadi M. y Hulselmans J. 1996. Diet of *Xenopus fraseri* (Anura, Pipidae). *Journal of Herpetology*. 30 (1): 82-85.
- Dean M. N. 2003. Suction Feeding in the Pipid Frog, *Hymenochirus boettgeri*: Kinematic and Behavioral Considerations. *Copeia*. 4: 879-886.
- Díaz-Paniagua C. 1983. Influencia de las características del medio acuático sobre las poblaciones de larvas de anfibio de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva, España). *Doñana, Acta Vertebrata*. 10 (1): 41-53.

- Díaz-Paniagua C. 1986. Reproductive Period of Amphibians in the Biological Reserve of Doñana (SW Spain). En: Z. Rocek, (Ed.). Studies in Herpetology: 429-432. Charles University. Praga.
- Dimmitt M. A. y Rubial R. 1980. Exploitation of food resources by spadefoot toads (*Scaphiopus*). Copeia. 1980: 854-862.
- Dodd C. K. Jr. 1994. The effect of drought on population structure, activity, and orientation of toads (*Bufo quercicus* and *B. terrestris*) at a temporary pond. Ethology, Ecology & Evolution. 6: 331-349.
- Dole J. W., Rose B. B. y Tachiki K. H. 1981. Western toads (*Bufo boreas*) learn odor of prey insects. Herpetologica. 37: 63-68.
- Drago E. C. 1990. Geomorphology of large alluvial rivers: Lower Paraguay and Middle Paraná. Interciencia. 15: 378-387.
- Drago E. C., de Drago I. E., Oliveros O. B., Paira A. R. 2003. Aquatic habitats, fish and invertebrates assemblages of the Middle Paraná River. Amazoniana. 17 (3-4): 291-341.
- Duellman W. E. 1967. Courtship isolating mechanisms in Costa Rican hylid frogs. Herpetologica. 23: 169-183.
- Duellman W. E. 1978. The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian-Ecuador. University of Kansas Museum of Natural History Miscellaneous Publications. 65: 1-352.
- Duellman W. E. y Trueb L. 1986. Biology of the Amphibia. Mcgraw-Hill Book Company, New York, U.S.A.
- Duellman W. E. y Lizana M. 1994. Biology of a sit-and-wait predator, the leptodactylid frog *Ceratophrys cornuta*. Herpetologica 50(1): 51- 64.
- Dunham A. E. 1983. Realized niche overlap, resource abundance and intensity of interspecific competition. En: Huey E. R., Pianka E. R. y Schoener T. W. (Eds.), Lizard Ecology: Studies of a model organism. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. Pp 261-280.
- Dunson W. A., Wyman R. L. y Corbett E. S. 1992. A simposium on amphibian declines and habitat acidification. Journal of Herpetology. 26: 349-352.
- Duré M. I. 1999. Interrelaciones en los nichos tróficos de dos especies sintópicas de la familia Hylidae (Anura) en un área subtropical de Argentina. Cuadernos de Herpetología. 13 (1-2): 11-18.
- Duré M. I. 2002. *Pseudopaludicola falcipes*. Diet. Hepetological Review. 33 (2): 128.
- Duré M. I. 2004. Estructura trófica y aspectos ecológicos de los gremios de una comunidad de anfibios de la provincia de Corrientes. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. 220pp.
- Duré M. I. y Kehr A. I. 1996. *Bufo paracnemis*. Diet. Herpetological Review. 27 (3): 138.
- Duré M. I. y Kehr A. I. 1998. Análisis trófico de un gremio de leptodactílidos de la provincia de Corrientes. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas 1998. Tomo III. Corrientes. Octubre de 1998. Universidad Nacional del Nordeste. Editorial EUDENE. Pp: 6-48.
- Duré M. I. y Kehr A. I. 1999. Explotación diferencial de los recursos tróficos en cuatro especies de bufónidos del nordeste argentino. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas 1999. Tomo VI. Corrientes. Universidad Nacional del Nordeste. Editorial EUDENE. Pp: 6-20.
- Duré M. I. y Kehr A. I. 2001. Differential exploitation of trophic resources by two pseudid frogs from Corrientes, Argentina. Journal of Herpetology. 35 (2): 340-343.
- Duré M. I. y Kehr A. I. 2004. Influence of microhabitat on the trophic ecology of two leptodactylids from northeastern Argentina. Herpetologica. 60 (3): 295-303.
- Echeverría D. D. y Maggese M. C. 1987. Desarrollo del testículo en *Bufo arenarum* (Anura, Bufonidae). Ciclos espermatogénicos y variaciones estacionales en los sapos juveniles. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Zoología. 14: 125-138.

- Egea-Serrano A., Oliva-Paterne F. J. y Torralba M. 2005. Fenología reproductiva de la comunidad de anfibios del Noreste de la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Zoologica baetica*. 16: 59-72.
- Emerson S. B. 1976. Burrowing in frogs. *Journal of Morphology*. 149: 437-458.
- Evans M. y Lampo M. 1996. Diet of *Bufo marinus* in Venezuela. *Journal of Herpetology*. 30 (1): 73-76.
- Ezcurra de Drago I., Marchese M. y Montalto L. 2007. Benthic Invertebrates. Pp 251-275. En: M. H. Iriondo, J. C. Paggi, y M. J. Parma (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2007.
- Fairweather P. G. y Napier G. M. 1998. Environmental indicator for National State of the Environment Reporting-Island Waters, Australia. Department of the Environment, Canberra, Australia.
- Fernández H. R. y Domínguez E. 2001. Guía para la Determinación de Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Tucumán. 282pp.
- Frost S. W. 1924. Frogs as insect collectors. *J. N. Y. Entomological Society*. 32:174-185.
- Frost S. W. 1932. Notes on Feeding and Molting in Frogs. *The American Naturalist*. 66 (707): 530-540.
- Fundación Hábitat y Desarrollo. 1999. Programa Reservas Naturales; Reserva Ecológica de la Ciudad Universitaria UNL-El Pozo; Plan Operativo 1999-2000.
- Gagneten A. M., Ronchi A. L., Rojas Molina F. y Sobrero R. 2000. Aportes al conocimiento del ambiente acuático de la Reserva Ecológica de la Ciudad Universitaria "El Pozo" y de su diversidad zooplanctónica. *Revista FABICIB*. 4: 111-122.
- Galizzi M. C. y Marchese M. 2007. Descomposición de hojas de *Tessaria integrifolia* (Asteraceae) y colonización por invertebrados en un cauce secundario del río Paraná Medio. *Iterciencia*. 32(8): 535-540.
- Gardner T. A., Fitzherbert E. B., Drewes R. C., Howell K. M. y Caro T. 2007. Spatial and Temporal Patterns of Abundance and Diversity of an East African Leaf Litter Amphibian Fauna. *Biotropica*. 39 (1): 105-113.
- Gaston K. J. y Hudson E. 1994. Regional patterns of diversity and estimates of global insect species richness. *Biodiversity and Conservation*. 3: 493-500.
- Gibbs J. P. y A. R. Breisch. 2001. Climate warming and calling phenology of frogs near Ithaca, New York, 1900–1999. *Conservation Biology*. 15: 1175-1178.
- Giraud A. R. (Ed.). 2006. Sitio Ramsar Jaaukanigás: Biodiversidad, Aspectos Socioculturales y Conservación (Río Paraná, Santa Fe, Argentina). Colección Climax N° 14, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, Comité Intersectorial de manejo del Sitio Ramsar Jaaukanigás, Humedales para el Futuro, Ramsar.
- Giraud A. R. y Moggia L. 2006. Entre el agua y la tierra: Anfibios, Reptiles, Aves y Mamíferos de Jaaukanigás. p. 57-68. En: A. R. Giraud (Ed.). 2006. Sitio Ramsar Jaaukanigás: Biodiversidad, Aspectos Socioculturales y Conservación (Río Paraná, Santa Fe, Argentina). Colección Climax N° 14, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, Comité Intersectorial de manejo del Sitio Ramsar Jaaukanigás, Humedales para el Futuro, Ramsar.
- González Cairo V., Díaz Azpiazu M. y Prieto Trueba D. 2003. Influencia de la cobertura vegetal sobre las comunidades de la mesofauna edáfica en parcelas experimentales de caña de azúcar. *Revista Biología*. 17 (1): 18-25.
- González G. L., Rossi C. A., Torrá E. y De Magistris A. 2006. Caracterización de un Sistema Silvopastoril bajo Normativas de Producción Orgánica en el Delta de Paraná (Argentina) Resúmenes del IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible. Varadero, Cuba. 95-103.

- Gotelli N. J. y Entsminger G. L. 2003. EcoSim: Null Models Software for Ecology, Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. <http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>. Accessed on 18 June 2008.
- Gower J. C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*. 27 (4): 857-871.
- Gray M. J., Smith L. M. y Brenes R. 2004. Effects of agricultural cultivation on demographics of southern high plains amphibians. *Conservation Biology*. 18: 1368-1377.
- Gray M. J. y Smith L. M. 2005. Influence of land use on postmetamorphic body size of playa lake amphibians. *Journal of Wildlife Management*. 69 (2): 515-524.
- Griffiths R A. 1986. Feeding niche overlap and food selection in smooth and palmate newt, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*, at a pond at Mid-Wales. *Journal of Animal Ecology*. 55: 201-214.
- Guix J. C. 1993. Hábitat y alimentación de *Bufo paracnemis* en una región semiárida del nordeste de Brasil, durante el período de reproducción. *Revista Española de Herpetología*. 7: 65-73.
- Hamilton S. K. 1999. Potential effects of major navigation project (Paraguay-Paraná Hidrovía) on inundation in the pantanal floodplains. *Regulated Rivers: Reserch and Magegement*. 15: 289-299.
- Hamilton W. J. Jr. 1930. Notes on the food of the American toad. *Copeia* 1930: 45.
- Hamilton W. J. Jr. 1948. The food and feeding behavior of the green frog *Rana clamitans* Latreille in New York State. *Copeia* 1948: 203-209.
- Hart R. K., Claver M. C. y Dickman C. R. 2002. The index of relative importance: an alternative approach to reducing bias in descriptive studies of animal diets. *Wildlife Research*. 29: 415-421.
- Hayward K. J. 1971. Guía para el entomólogo principiante. Universidad Nacional de Tucumán. Fundación e Instituto Miguel Lillio. 175 pp.
- Hazell D., Cunnningham R., Lindenmayer D., Mackey B. y Osborne W. 2001. Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: factors affecting species richness and distribution. *Biological Conservation*. 102: 155-169.
- Hazell D., Hero J. M., Lindenmayer D. y Cuningham R. 2004. A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. *Biological Conservation*. 119: 61-71.
- Hedeen S.E. 1972. Food and feeding behavior of the mink frog *Rana septentrionalis* (Baird) in Minnesota. *American Midland Naturalist*. 88:291-300.
- Heyer W. R. y Bellin M. S. 1973. Ecological notes on five sympatric Leptodactylus (Amphibia, Leptodactylidae) from Ecuador. *Herpetologica*. 29: 66-22.
- Herbst D. B. y Silldorff E. L. 2006. Comparison of the performance of different bioassessment methods: similar evaluations of biotic integrity from separate programs and procedures. *Journal of the North American Benthological Society*. 25 (2): 513-530.
- Hirai T. 2004. Diet composition of the Indian Rice Frog, *Rana limnocharis* in the floodplain of the Kizu River, Japan. *Herpetological Journal*. 14 (3):149-152.
- Hirai T. y Matsui M. 1999. Feeding habits of the pond frog, *Rana nigromaculata*, inhabiting rice fields in Kyoto, Japan. *Copeia*. 4: 940-947.
- Hirai T. y Matsui M. 2000a. Ant specialization in diet of narrow-mouthed toad, *Microhyla ornata*, from Amamiyoshima island of the Ryukyu archipelago. *Current of Herpetology*. 19: 27-34.
- Hirai T. y Matsui M. 2000b. Feeding habits of the Japanese Tree frog, *Hyla Japonica*, in the reproductive season. *Zoological Science*. 17: 977-982.
- Hirai T. y Matsui M. 2000c. Mirmecophagy in a Ranid frog *Rana rugosa*: Specialization or wake avoidance to ants esting? *Zoological Science*. 17: 459-466.

- Hirai T. y Matsui M. 2001a. Food partitioning between two syntopic ranid frogs, *Rana nigromaculata* and *R. Rugosa*. *Herpetological Journal*. 11: 109-115.
- Hirai T. y Matsui M. 2001b. Foods habits of an endangered Japanese frog, *Rana porosa brevipola*. *Ecological Research*. 16: 737-743.
- Hirvonen H., Ranta E., Rita H. y Peuhkuri N. 1999. Significance of memory properties in prey choice decision. *Ecological Modeling*. 115: 177-189.
- Huang W. S., Cheng Y. S. y Tu H. Y. 2004. Reproductive Patterns of Two Sympatric Ranid Frogs, *Rana latouchii* and *R. sauteri*, with Comments on Anuran Breeding Seasons in Taiwan. *Coll. Res.* 17: 1-10.
- Iriondo M. y Drago T. 1972. Descripción cuantitativa de dos unidades geomorfológicas de la llanura aluvial del río Paraná Medio, Argentina. *Rev. Asoc. Geol. Arg.* 27: 143-160.
- Isacch J. P. y Barg M. 2002. Are bufonid toads specialized ant-feeders? A case test from the Argentinian flooding pampa. *Journal of Natural History*. 36: 2005-2012.
- Jacobs J. 1974. Quantitative measurement of food selection: a modification of forage ratio and Ilev's electivity index. *Oecologia*. 14: 413-417.
- Jaeger R. G. 1976. Possible prey-call window in anuran auditory perception. *Copeia*. 1976: 833-834.
- Jansen A. y Robertson A. I. 2001. Relationship between livestock management and de ecological conditions of riparian habitats along an Australian floodplain river. *Journal of Applied Ecology*. 38: 63-75.
- Jansen A. y Healey M. 2003. Frog communities and wetland conditions: relationships with grazing by domestic livestock along an Australian floodplain river. *Biological Conservation*. 109: 207-219.
- Janzen D. H. 1973. Sweet simples of tropical foliage insects: description of study sites, with data on species abundances and size distribution. *Ecology*. 54 (3): 658-708.
- Jaques H. E. 1951. How to know de beetles. Pictured-Key Nature Series. WM. C. Brown Company Publishers. Dubuque, Iowa. 372pp.
- Jones K. L. 1982. Prey patterns and trophic niche overlap in four species of Caribbean frogs. *Wild Res. Rep.* 13: 49-55.
- Junk W. J., Bayley P. y Sparks R. E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems: 101-127. En: *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106. Dodge D. P. (Ed.).
- Junquera J. E., Martino A. L. y Di Tada L. E. 1998. Diversidad trófica en la rana *Leptodactylus ocellatus* (Linneaus, 1958) (Anura: Leptodactylidae). Libro de Resúmenes de la XIII Reunión Herpetológica Argentina. Santa Fe. Pp 23-24.
- Kam Y. C., Wang C. S. y Lin Y. S. 1995. Reproduction and diet of the brown frog *Rana longicrus* in Taiwan. *Zoological Studies*. 34: 193-201.
- Kandus P. 1997. Análisis de los patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta Bonaerense del Río Paraná (Argentina). Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 241 pp.
- Kandus P., Kalesnik F., Borgo L. y Málvarez A. I. 2001. La reserva Natural "Isla Botija" en el Delta del Río Paraná: análisis de las comunidades de plantas y condicionantes ambientales. *Parodiana* 12.
- Kenneth J. H. 1971. Guía para el entomólogo principiante. Miscelanea N° 37. Fundación e Instituto Miguel Lillo. Universidad Nacional de Tucumán. 158 pp.
- King R. S. y Richardson C. J. 2002. Evaluating Subsampling Approaches and Macroinvertebrate Taxonomic Resolution for Wetland Bioassessment. *Journal of the North American Benthological Society*. 21 (1): 150-171.
- Klimstra W. D. y Meyers C. W. 1965. foods of the toad *Bufo woodhousei fowleri* Hinckley. *Trans. Ill Academy of Science*. 58:11-26.

- Klingenberg C. P., Barluenga M. y Meyer A. 2002. Shape analysis of symmetric structures: quantifying variation among individuals and asymmetry. *Evolution*. 56 (10): 1909–1920.
- Korschgen L. J. y Moyle D. L. 1955. Food habits of the bullfrog in central Missouri farm ponds. *American Midland Naturalist*. 54:332-341.
- Kovács T. y Török J. 1995. Dietary responses by Edible Frog (*Rana esculenta* complex) to wetland habitat change in Hungary. En: Gieson W. (Ed.): *Wetlands, Biodiversity and Development. Proceeding of Workshop 2 of the International Conference on Wetlands and Development*, Kuala Lumpur Malaysia, 9-13 Oct. 1995. pp. 79-86.
- Krebs J. R. 1978. Optimal foraging: decision rules for predators. En: *Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach*, 23–63. Krebs J. R. & Davies N. B. (Eds.). Oxford: Blackwell Scientific.
- Kusnesov N. 1956. Clave para la identificación de las hormigas de la fauna argentina. IDIA N° 100. Pp 1-56.
- Kuzmin S. L. 1995. The problem of food competition in amphibians. *Herpetological Journal*. 5: 252-256.
- Lajmanovich R. C. 1991. Batracofauna del valle de inundación del Paraná. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*. 22 (2): 69-78.
- Lajmanovich R. C. 1994. Hábitos alimentarios de *Bufo paracnemis* (Amphibia Bufonidae) en el Paraná medio, Argentina. *Revue D' Hydrobiologie Tropicale*. 27 (2): 107-112.
- Lajmanovich R. C. 1995. Relaciones tróficas de bufónidos (Anura: Bufonidae) en ambientes del río Paraná, Argentina. *Alytes*, 13 (3): 87-103.
- Lajmanovich R. C. 1996. Dinámica trófica de juveniles de *Leptodactylus ocellatus* (Amphibia: Anura), en una isla del Paraná, Argentina. *Cuadernos de Herpetología*. 10 (1-2): 11-23.
- Lajmanovich R. C. 2000. Interpretación ecológica de una comunidad larvaria de anfibios anuros. *Interciencia*. 25 (2): 71-79.
- Lajmanovich R. C. y Peltzer P. M. 2001. Evaluación de la diversidad de anfibios de un remanente forestal del valle aluvial del río Paraná (Entre Ríos-Argentina). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*. 12: 12-17.
- Lajmanovich R. C. y Peltzer P. M. 2003. Aportes al Conocimiento de los Anfibios Anuros con Distribución en las Provincias de Santa Fe y Entre Ríos (Biología, Diversidad, Ecotoxicología y Conservación). *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino. INSUGEO, Miscelánea*. 12: 5-12.
- Lamb T. 1984. The influence of sex and breeding condition on microhabitat selection and diet in the pig frog *Rana grylio*. *The American Midland Naturalist*. 111 (2): 311-318.
- Lavilla E. O. 2002. Economía, Educación y Conservación: El costo de nuestra ignorancia. *Natura Neotropicalis*. 33 (1 y 2): 95-101.
- Lee J. 1993. Geographic variation in size and shape of Neotropical frogs: a precipitation gradient analysis. *Occasional papers of the Museum of Natural History, the University of Kansas*. 163: 1-20.
- Lemckert F. 1999. Impacts of selective logging on frogs in a forest area of northern New South Wales. *Biological Conservation*. 89: 321-328.
- Lemme M. C., Jaime de Herrero A. P., Nasca A. J., Ajmat M. del V. y Kirschbaum D. S. 2000. Hemipteros asociados al cultivo de frutilla (*Fragaria x ananassa* Duch.) en Tucumán, Argentina. *Revista Industrial y Agrícola de Tucumán*. 77(1-2): 13-21.
- Lencioni F. A. A. 2005. Damselflies of Brazil. An illustrated identification guide I. The non-Coenagrionidae families. São Paulo, All Print Editora. 324 pp.
- Lepš J. y Šmilauer P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 269 pp.
- Lescure J. 1964: L'alimentation du crapaud commun *Bufo bufo* Linnaeus, 1758. *Vie Milleu*, 15: 757-764.

- Levins R. 1968. Evolution in changing environment. Princeton Univ. Press, New Jersey. 120 pp.
- Licht L. 1996. Amphibians Decline Still a Puzzle. *BioScience*. 4(3): 173.
- Lieberman S. S. 1986. Ecology of the leaf litter herpetofauna of a Neotropical rain forest: La Selva, Costa Rica. *Acta Zoológica Mexicana*. 15:1-72.
- Lima A. P. 1998. The effects of size on the diets of six sympatric species of post metamorphic litter anurans in central Amazonia. *Journal of Herpetology*. 32(3): 392-399.
- Lima A. P. y Magnusson W. E. 1998. Partitioning seasonal time: interactions among size, foraging activity and diet in leaf-litter frogs. *Oecologia*. 116: 259-266.
- Lindenmayer D. B., McIntyre S. y Fischer J. 2003. Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. *Biological Conservation*. 110(1): 45-53.
- Linsey D. W. 1967. Food of the leopard frog *Rana p. pipiens* in central New York. *Herpetologica* 23:11-17.
- Lips K. R., Burrotes P., Mendelson J. y Parra-Olea G. 2005. Amphibian population declines in Latin America: A Synthesis. *Biotropica*. 37(2): 222-226.
- López H., Miquelarena A. M. y Ponte Gómez J. 2005. Biodiversidad y Distribución de la Ictiofauna Mesopotámica. *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II*. INSUGEO, Miscelánea. 14: 311-354.
- López J. A. 2003. Ecología trófica de una comunidad de anuros en un remanente forestal asociado al río Paraná Medio. Tesina de graduación, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina. 190pp.
- López J. A., Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 2002. *Hyla punctata* (NCN). Diet. *Herpetological Review*. 33(2): 125-126.
- López J. A., Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 2003. *Physalaemus riograndensis* (NCN). Diet. *Herpetological Review*. 34(4): 360.
- López J. A., Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 2005a. Dieta y solapamiento del subnicho trófico de nueve especies de leptodactílicos en el Parque General San Martín (Argentina). *Revista Española de Herpetología*. 19:19-31.
- López J. A., Arias M. M., Perlter M. P., Lajmanovich R. C. 2005b. Dieta y variación morfométrica de *Leptodactylus ocellatus* (Linnaeus, 1758) (Anura: Leptodactylidae) en tres localidades del centro-este de Argentina. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*. 16(1-2): 32-39.
- López J. A., Ghirardi R., Scarabotti P. A., Medrano M. C. 2007. Feeding ecology of *Elachistocleis bicolor* in a riparian locality of the middle Paraná River. *Herpetological Journal*. 17: 48-53.
- López J. A., Scarabotti P. A., Medrano M. C. y Ghirardi R. 2008. Is red spotted green frog (*Hypsiboas punctatus*, Anura: Hylidae) selecting its preys? The importance of prey availability. *Revista de Biología Tropical*. En prensa.
- López Jurado L. F. 1982. Estudios sobre el sapo corredor (*Bufo calimita*) en el Sur de España. II. Alimentación. *Doñana, Acta Vertebrata*. 9: 71-84.
- Low P. y Török J. 1998. Pery size selection and food habits of Water Frogs and Moor Frogs from Kis-Balton, Hungary (Anura: Ranidae). *Herpetozoa*. 11(1-2): 71-78.
- Mahan R. D. y Johnson J. R. 2007. Diet of the Gray Treefrog (*Hyla versicolor*) in Relation to Foraging Site Location. *Journal of Herpetology*. 41 (1): 16-23.
- Maneyro R. y da Rosa I. 2004. Temporal and spatial changes in the diet of *Hyla pulchella* (Anura, Hylidae) in southern Uruguay. *Phyllomedusa*. 3 (2): 101-113.
- Maneyro R., Naya D. E., da Rosa I., Canavero A. y Camargo A. 2004. Diet of the South American frog *Leptodactylus ocellatus* (Anura, Leptodactylidae) in Uruguay. *Iheringia. Série Zoologia, Porto Alegre*. 94 (1): 57-61.

- Mantel N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research*. 27:209-220.
- Marchese M. y Ezcurra de Drago I. 1992. Benthos of the lotics environments in the Middle Paraná River System: transverse zonation. *Hydrobiología*. 237: 1-13.
- Marshall J. L. y Camp C. D. 1995. Aspects of the Feeding Ecology of the Little Grass Frog, *Pseudacris ocularis* (Anura: Hylidae). *Brimlayana*. 22: 1-7.
- Martino A. L. 1998. Análisis Estructural de una Comunidad de Anfibios (Barreto, Córdoba-Argentina). Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. 153pp.
- Martof B. S. 1962. Some observations on the feeding of flower's toad. *Copeia*. 1962: 439.
- Mazza G. 1961. Recursos hidráulicos superficiales. Serie Evaluación de los Recursos Naturales de la Argentina (Primera Etapa), T. Consejo Federal de Inversiones (CFI), Buenos Aires. IV (1): 1-449.
- Mazzucconi S. A., Bachmann A. O. y Trémouilles E. R. 1995. Insecta Saltatoria (= Orthoptera s. str.). 1113-1121. En: E. C. Lopretto y G. Tell, directores. Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su estudio. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata.
- McArthur R. H. y Levins R. 1967. The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist*. 101: 377-385.
- McArthur R. H. y Pianka E. R. 1966. On optimal use of patchy environment. *American Naturalist*. 100, 603-9.
- Measey G. J. 1998. Diet of feral *Xenopus laevis* (Daudin) in South Wales, U. K. *Journal of Zoology, London*. 246: 287-298.
- Menéndez-Guerrero P. A. 2001. Ecología trófica de la comunidad de anuros del Parque Nacional Yasuní en la Amazonía Ecuatoriana. Tesina de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Pontificia Universidad Católica del Ecuador. 164 pp.
- Merritt R. W. y Cummins K. W. (Eds.). 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. XIII: 862 pp.
- Michaux J. R., Goüy De Bellocq J., Sarà M. y Morand S. 2002. Body size increase in insular rodent populations: a role for predators? *Global Ecology & Biogeography*. 11: 427-436.
- Montalto L. y Paggi A. C. 2006. Diversity of chironomid larvae in a marginal fluvial wetland of the Middle Paraná River floodplain, Argentina. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 42(4): 289-300.
- Morrone J. J. y Coscarón S. 1998. Diversidad de artrópodos argentinos. Ediciones Sur. La Plata, Argentina. 599 pp.
- Neiff J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*. 15(6): 424-441.
- Neiff J. J. 1996. Sinópsis ecológica y estado actual del Chaco Oriental. *Ambiente Subtropical*. 1: 5-35.
- Neiff J. J. 2001. Biodiversity in some tropical wetlands systems of South America. 157-186. En: B. Gopal, W. J. Junk y J. A. Davis. Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Vol. 2. Blackhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Neiff J. J. y Poi de Neiff A. 1979. Estudio sucesionales en los camalotes chaqueños y su fauna asociada. I. Etapa seral *Pistia stratiotes* – *Eichornia crassipes*. *Phycis*. 37(95): 29-39.
- Neiff J. J. y A. R. Giraudo. 2006. Inundaciones y sequías: los grandes reguladores del paisaje del Río Paraná. p. 69-75. En: Giraudo, A. R. 2006. "Entre el agua y la tierra: Anfibios, Reptiles y Aves", Manual del Sitio Ramsar Jaaukanigás: Biodiversidad, Aspectos Socioculturales y Conservación (Río Paraná, Santa Fe, Argentina). Colección Climax N° 14, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, Comité Intersectorial de manejo del Sitio Ramsar Jaaukanigás, Humedales para el Futuro, Ramsar.
- Pachmann J. H. K. y Wilburg H. M. 1994. Putting declining amphibian population in perspective: natural fluctuations an human impacts. *Herpetologica*. 50: 65-84.

- Palacio E. E. y Fernández F. 2003. Claves para las subfamilias y géneros. 233-260. En: F. Fernández. Introducción a las hormigas de la región neotropical. Instituto Humboldt, Bogotá. 424 pp
- Palacios-Vargas J. G. 1990. Diagnósis y clave para determinar las familias de los Collembola de la Región Neotropical. Manuales y Guías para el Estudio de Microartrópodos. I: 1-15.
- Panigatti J., Weber J. y Pillati O. 1981. Estado actual y futuro de los problemas de suelo de Santa Fe. INTA Rafaela, Santa Fe. 55 pp.
- Parker M. S. 1994. Feeding ecology of stream-dwelling Pacific giant salamander larvae (*Dicamptodon tenebrosus*). Copeia. 3: 705-718.
- Parmelee J. R. 1999. Trophic ecology of a tropical anuran assemblage. Scientific Papers. Publications of the Natural History Museum. The University of Kansas. 11: 1-59
- Pavignano I. 1988. A multivariate analysis of habitat determinants for *Triturus vulgaris* and *T. carnifex* in northwestern Italy. Alytes. 7: 265-272.
- Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 1999. Análisis trófico en dos poblaciones de *Scinax nasicus* (Cope, 1862) (Anura: Hylidae), Argentina. Alytes. 16(3-4): 84-96.
- Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 2000. Dieta de *Hyla nana* (Anura: Hylidae) en charcas temporarias de la llanura aluvial del río Paraná, Argentina. Boletín de la Asociación Herpetológica Española. 11(2): 71-73.
- Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 2001a. Habitat fragmentation and amphibian species richness in riparian areas of the Paraná River, Argentina. Froglog. 46: 5.
- Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 2001b. *Hyla raniceps* (NCN). (Diet). Herpetological Review. 32(4): 247-248.
- Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 2002. Foods habits of the green frog *Lysapsus limellus* (Anura, Pseudidae) in lentic environments of Paraná River, Argentina. Bulletin de la Société Herpétologique de France. 101: 53-58.
- Peltzer P. M. y Lajmanovich R. C. 2007. Amphibians. Capítulo 13. 341-360. En: M.H. Iriondo, J. C. Paggi, y M. J. Parma (Eds.). The Middle Paraná River. Limnology of a Subtropical Wetland. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 382 pp.
- Peltzer P. M., Lajmanovich R. C. y Cacivio P. M. 2000. Diet of *Phyllomedusa hypochondrialis azurea* Cope, 1882 (Anura: Hylidae) in temporary ponds of Chaco, Argentina. Bulletin de la Société Herpétologique de France. 93: 5-11.
- Peltzer P. M., Lajmanovich R. C. y Beltzer A. H. 2003. The effects of habitat fragmentation on amphibian species richness in the floodplain of the Middle Parana River. The Herpetological Journal. 13(2): 95-98.
- Peltzer P. M., Lajmanovich R. C., Attademo M. A., Beltzer A. H. 2006. Anuran diversity across agricultural pond in Argentina. Biodiversity and Conservation. 15: 3499-3513.
- Peña L. E. 1998. Introducción al estudio de los insectos de Chile. Impresos Universitaria. Santiago de Chile. 253 pp.
- Peterson G., Allen C. R. y Holling C. S. 1998. Ecological resilience, biodiversity and scale. Ecosystems. 1: 6-18.
- Petranka J. W., Eldridge M. E. y Haley K. E. 1993. Effects of timber harvesting on southern Appalachian salamanders. Conservation Biology. 7: 363-370.
- Pianka E. R. 1973. The structure of lizard communities. Annual Review of Ecology and Systematics. 4: 53-74.
- Pianka E. R. 1974. Niche overlap and diffuse competition. Proceedings of Natural Academy of Science. 71 (5): 2141-2145.
- Pianka E. R. 1986. Ecology and Natural History of Desert Lizards. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, U.S.A. 150-167.

- Pielou E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*. 13: 131-144.
- Pinkas L., Oliphant M. S. y Iverson Z. L. 1971: Food habits of albacore bluefin, tuna and bonito in California waters. *California Department of Fish and Game Bulletin*. 152: 1-105.
- Pleguezuelos J. M., Márquez R. y Lizana M. (Eds.). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión), Madrid. 587 pp.
- Poi de Neiff A. 1983. Observaciones comparativas de la mesofauna asociada a *Pistia stratiotes* L. (Araceae) en algunos ambientes acuáticos permanentes y temporarios (Chaco, Argentina). *Phycis*. 41(101): 95-102.
- Poi de Neiff A. y Neiff J. J. 1988. Descomposición de *Eichornia crassipes* in a pondo of Paraná River Valley a colonization by invertebrates. *Tropical Ecology*. 29(2): 79-85.
- Poi de Neiff A. y Bruquetas de Zozaya I. Y. 1991. Colonización por invertebrados de macrófitos emergentes durante su descomposición en el río Paraná. *Revista de Hidrobiología Tropical*. 24: 209-216.
- Poi de Neiff A. y Casco S. L. 2001. Caída de hojas, descomposición y colonización por invertebrados en palmares de la planicie de inundación del río Paraná (Chaco, Argentina). *Interciencia*. 26: 567-571.
- Pynton J. C. y Pritchard S. 1976. Notes on the biology of *Breviceps* (Anura: Microhylidae). *Zool. Africana*. 11: 313-318.
- Quintana R. D., Madanes N., Malvárez A. I., Kalesnik F. A. y Cagnoni M. 2005. Análisis de la vegetación en tres tipos de hábitat de Carpinchos en la baja cuenca del Río Paraná, Argentina. *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II*. INSUGEO, Miscelánea. 14: 183-200.
- Real R., Vargas J. M. y Antúnez A. 1993. Environmental influences on local amphibian diversity: the role of floods on river basins. *Biodiversity and Conservation*. 2: 374-399.
- Richards O. W. y Davis R. G. 1984. *Tratado de entomología Imms*. Editorial Omega. Barcelona, España. 998 pp.
- Richter-Boix A., Llorente G. A. y Montori A. 2006. Phenology of amphibians in a Mediterranean area. *Amphibia-Reptilia*. 27: 549-559.
- Ricklefs R.E. y Schluter D. 1993. *Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives*. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Riitters K., Wickham J., O'Neill R., Jones B. y Smith E. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology*. 4 (2) (online version). URL: <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3>.
- Ringuet R. A. 1961. Rasgos fundamentales de la zoogeografía Argentina. *Physis*. 22(63): 151-170.
- Ritke M. E., Babb J. G. y Ritke M. K. 1992. Temporal Patterns of Reproductive Activity in de Gray Treefrog (*Hyla chrysoscelis*). *Journal of Herpetology*. 26(1): 107-111.
- Rizzo H. F. 1979. Hemípteros de interés agrícola. Chinchas perjudiciales y chinchas benéficas para los cultivos. Editorial Hemisferio Sur S.A. 63pp.
- Robertson A. I. 1997. Land-water linkages in the floodplain river sistem: the influence of domestic stock. 207-218. En: Klomp N. y Lunt I. (Eds.). *Frontiers in Ecology: Building the links*. Elsevier, United Kingdom.
- Rodriguez Capítulo A., Paggi A. C. y César I. 1995. Composición del zoobentos de la laguna de Lobos, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Limnética*. 11(1): 29-37.
- Rodriguez Capítulo A., Paggi A. C. y César I. 1998. El reticulado como metodología para determinar la densidad de la fauna macrobentónica en una laguna pampásica (Prov. de Buenos Aires, Argentina). *Oecología acuática*. 11: 101-109.

- Rodríguez Jiménez A. J. 1988. Fenología de una comunidad de anfibios asociada a cursos fluviales temporales. Doñana, Acta Vertebrata. 15(1): 29-43.
- Rodríguez-Prieto I. y Fernández-Juricic E. 2005. Effects of direct human disturbance on the endemic Iberian frog *Rana iberica* at individual and population levels. Biological Conservation. 123: 1-9.
- Ron S. R. y Merino A. 2000. Amphibians declines in Ecuador. Overview and first report of chytridiomycosis from South America. Froglog. 42: 2-3.
- Rosato A. M. 1988. Ganadería, pesca y caza en el Delta bonaerense Desarrollo Económico. 27(108): 607-626.
- Ross H. H. 1956. How to collect and preserve Insects. Natural History Survey Division. Circular 39. Department of Registration and education. USA, State of Illinois. 59 pp.
- Ross H. H. 1982. Introducción a la entomología general y aplicada. Quinta Edición. Editorial Omega. Barcelona, España. 536 pp.
- Rosser W. G., Von Ellenrieder N. y Louton J. A. 2006. Dragonfly Genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA. 384 pp.
- Saenz D., Fitzgerald L. A., Baum K. A. y Conner R. N. 2006. Abiotic correlates of anuran calling phenology: the importance of rain, temperature, and season. Herpetological Monographs. 20: 64-82.
- Sanabria E., Quiroga L. y Acosta J. C. 2007. Hábitos alimentarios de infantiles de *Pleurodema nebulosum* (Anura, Leptodactylidae), en Matagusanos, San Juan, Argentina. Revista peruana de biología. 14 (2): 295-296.
- Sánchez L. C., Peltzer P. M., Manzano A. S. y Lajmanovich R. C. 2007. Dinámica de un ensamble de anuros en un humedal del tramo inferior del río Paraná, Argentina. Interciencia. 32(7): 463-470.
- Sandvik G., Seip K. L. y Pleym H. 2002. An anatomy of interactions among species in a seasonal world. Oikos. 99: 260-271.
- Santos E. M., A. V. Almeida y Vasconcelos S. D. 2004. Feeding of six anuran (Amphibia: Anura) species in a rainforest fragment in Northeastern Brazil. Iheringia, Série Zoologia. 94 (4): 433-438.
- Schaefer E. F. 2007. Restricciones cuantitativas asociadas con los modos reproductivos de los anfibios en áreas de impacto por la actividad arrocería en la provincia de Corrientes. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. 251pp.
- Schoener T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. Science. 185: 27-39.
- Schoener T. W. 1982. The controversy over interspecific competition. American Scientist. 70: 586-595.
- Schoener T. W. 1989. Should hindgut contents be included in lizard dietary compilations? Journal of Herpetology. 23: 455-458.
- Semlitsch R. D. 1998. Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. Conservation Biology. 12: 1113-1119.
- Shannon C. E. y Weaver W. 1949. The Mathematical Theory of Communications. University of Illinois Press.
- Shinn E. A. y Dole J. W. 1978. Evidence for a role for olfactory cues in the feeding response of leopard frogs, *Rana pipiens*. Herpetologica 34: 167-172.
- Simon M. y Toft C. 1991. Diet specialization in small vertebrates: mite-eating in frogs. Oikos. 61: 263-278.
- Sokal R. R. y Rohlf F. J. 1979. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. H. Blume Editions, Madrid. 832 pp.

- Solé M. y Pelz B. 2007. Do male tree frogs feed during the breeding season? Stomach flushing of five syntopic hylid species in Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Natural History*. 41(41-44): 2757-2763.
- Soler Cruz M. D. 2000. El estudio de las miasis en España durante los últimos cien años. *Ars. Pharmaceutica*. 41 (1): 19-26.
- Spencer C., Robertson A. I. y Curtis A. 1998. Development and testing of a rapid appraisal wetland condition index in southeastern Australia. *Journal of Environmental Management*. 54: 143-159.
- Stebbins R. C. y Cohen, N. W. 1995. *A Natural History of Amphibians*. Princeton University Press, Princeton.
- Stephens D. W. y Krebs J. R. 1986. *Foraging Theory*. Princeton: Princeton University Press.
- Stuart S. N., Chanson J. S. y Cox N. A. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 306: 1783-1786.
- Taylor A. J. 1996. The impact of domestic cattle on the vegetation, soil and water quality on floodplain wetlands. B App Sc. (Hons) thesis, School of Science and Technology, Charles Sturt University, Wagga, Wagga, NSW.
- Texeira R. L., Schneider J. A. P. y Almeida G. I. 2002. The occurrence of amphibians in bromeliads from southeastern Brazilian restinga habitat, with special reference to *Aparasphenodon bruno*i. *Brazilian Journal of Biology*. 62(2): 263-268.
- Tinbergen L. 1960. The natural control of insects in pine-woods. 1: factors influencing the intensity of predation by songbirds. *Archives Néerlandaises de Zoologie*. 13: 266-336.
- Toft C. A. 1980. Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. *Oecologia*. 45: 131-141.
- Toft C. A. y Duellman W. E. 1979. Anurans of the lower río Lullapichis, Amazonian Perú: a preliminary analysis of community structure. *Herpetologica*. 35(1): 71-77.
- Torrá E., Rossi C. A. y Pereyra A. M. 2006. Evolución del peso vivo de terneros en un Sistema Silvopastoril endicado del Delta del Paraná. Resúmenes del IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible. Varadero, Cuba. 63-70pp.
- Trémouilles E. R., Oliva A. y Bachmann A. O. 1995. Insecta Coleptera. Pp. 1133-1197. En: E. C. Lopretto y G. Tell, directores. *Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su estudio*. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata.
- Trueba D. P., Vázquez González M. M. y Rodríguez Aragonés C. 1999. Comunidades de la mesofauna edáfica en una selva baja inundable de la Reserva de la Biósfera de Sian Kaan, Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical*. 47 (3): 489-492.
- U.S. EPA. 2002. *Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Amphibians in Bioassessments of Wetlands*. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-022.
- Vaira M. 2002. Anurans of a subtropical montane forest in northwestern Argentina: ecological survey and a proposed list of species of conservation concern. *Biodiversity and Conservation*. 11: 1047-1062.
- Vaz-Silva W., Rodrigues Silva H. L. y Da Silva N. J. Jr. 2004. *Hyla raniceps* (Chaco Treefrog). Diet. *Herpetological Review*. 35 (2): 159.
- Visciarelli E., Costamagna S., Lucchi L. y Basabe N. 2007. Miasis Humana en Bahía Blanca, Argentina. Periodo 2000 / 2005. *Neotropical Entomology*. 36 (4):605-611.
- Vos C. C. y Chardon J. P. 1998. Effects of fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journ. App. Ecol.* 35: 44-56.
- Wake D. B. 1991. Declining amphibian populations. *Science*. 253-860pp.
- Wells K. D. 1977. The social behavior of anuran amphibians. *Animal Behavior*. 25: 666-693.

- Whiles, M. R., Lips K. R. y Pringle C. M. 2006. The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Front Ecol Environ* 4: 27-34.
- Wilson D. S. 1975. The adequacy of body size as a niche difference. *American Naturalist*. 109: 769-784.
- Wrona F. J., Culp J. M. y Davies R. W. 1982. Macroinvertebrate Subsampling: A Simplified Apparatus and Approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 39: 1051-1054.
- Young B. E., Lips K. R., Rehacer J. K., Ibáñez R., Salas A. W., Cedeño R., Coloma L. A., Ron S., La Marca E., Meyer J. R., Muñoz A., Bolaños F., Chaves G. y Romo D. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*. 15(5): 1213-1223.
- Zilli F. L., Montalto L. y Marchese M. R. 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica*. 38: 159-171.

6. ANEXO DE TABLAS

Tabla 26. Disponibilidad ambiental de presas en VC, B y T, discriminada por mes para cada ambiente; estimada mediante el submuestreo de a las muestras de red entomológica.

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
INSECTA																		
Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Poduridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entomobryidae	38	123	5	77	0	0	7	3	6	131	23	0	3	19	117	126	327	74
Sminthuridae	0	204	30	24	2	24	0	19	9	115	96	0	0	0	13	7	1	0
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gryllidae	3	0	24	3	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0
Tettigoniidae	33	11	68	7	2	2	11	74	108	54	20	3	8	11	70	122	24	28
Acrididae	12	0	12	0	2	11	1	0	23	1	9	1	1	23	31	57	53	34
Paulinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tridactylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetrigidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Proscopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Mantodea	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattaria	2	1	0	0	0	3	3	1	2	4	0	0	0	1	0	2	1	2
Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Triplidae	0	15	8	6	1	0	0	1	0	41	5	0	0	2	9	10	8	6
Phlaeotripidae	12	5	8	2	0	1	0	4	0	10	352	0	1	5	1	6	2	101
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Heteroptera	7	10	16	3	0	1	2	1	4	19	5	0	0	4	7	4	2	93
Berytidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0
Tingidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	3	11	5	3	3
Plataspidae	13	0	41	5	1	0	0	11	3	133	5	0	0	0	0	1	1	4
Cydnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrrhocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coreidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pentatomidae	0	0	8	0	1	1	0	2	6	11	2	0	0	1	0	0	0	1
Reduviidae	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lygaeidae	15	0	3	3	0	0	0	1	3	10	0	0	5	1	25	0	3	19
Nabidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Hydrometridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Belostomatidae	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Miridae	0	1	0	5	0	0	1	0	0	24	0	0	0	0	0	1	0	17
Anthocoridae	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saldidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Rhopalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schizopteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Auchenorrhyncha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cicadellidae	61	35	87	36	4	11	33	19	17	63	46	2	41	87	54	57	117	46

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Cercopidae	2	0	14	32	0	3	4	1	21	5	23	2	36	155	131	67	111	39
Aleyrodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psyllidae	0	0	0	3	3	2	0	0	6	12	2	1	0	0	0	0	0	0
Aphididae	2	54	0	104	0	0	1	1	0	2	0	1	0	4	2	2	0	48
Membracidae	4	2	3	1	5	1	1	0	0	0	1	0	1	0	2	0	0	1
Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	18	1	0	0	2	2	18	0	2
Coenagrionidae	0	14	7	8	0	5	0	2	13	16	12	0	3	33	52	33	9	4
Lestidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neuroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Trichoptera	0	6	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Noctuidae	2	12	0	0	0	1	3	0	0	2	0	0	0	9	0	1	0	9
Psychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Larva Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Coleoptera	25	0	0	0	0	5	304	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Buprestidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phalacridae	40	5	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	20	20	6	8	0
Lampyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae	17	0	5	0	1	3	0	0	4	1	5	0	1	0	0	0	0	2
Scolytidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	2	3	0	0
Staphilinidae	20	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	4	0	0	0	2
Pselaphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elateridae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabaeidae	0	0	0	2	0	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Heteroceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coccinellidae	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0
Chrysomelidae	143	6	11	0	4	4	51	0	11	7	5	0	1	3	12	1	0	2
Curculionidae	101	6	0	0	1	3	22	2	14	2	3	1	8	11	9	2	3	6
Mordellidae	0	0	8	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erotylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Monotomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cicindelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Tenebrionidae	64	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Scydmaenidae	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Cucujidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bostrychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Melyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meloidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bruchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anthridae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lagriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerambycidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Braconidae	3	0	0	12	0	1	1	0	1	5	2	0	4	5	3	0	1	1
Ichneumonidae	0	0	3	0	1	0	0	0	3	0	9	0	0	0	8	0	0	2
Chalcididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Formicidae	97	21	11	42	3	2	11	0	4	42	52	0	1	15	32	7	12	29
Chrysidae	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Serphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vespidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chloropidae	13	10	11	0	2	7	7	0	11	0	19	2	30	46	93	68	32	19
Muscidae	46	56	454	77	29	34	25	4	62	22	82	3	43	43	14	3	18	13
Sarcophagidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0
Calliphoridae	0	0	3	0	1	14	0	0	0	0	2	3	5	0	0	0	0	11
Culicidae	10	123	147	21	15	10	143	7	14	106	127	1	11	186	45	20	17	96
Psychodidae	0	25	24	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	5	0	0	0	9
Dolichopodidae	2	0	234	5	11	8	3	1	53	22	21	3	11	25	14	2	8	37
Simuliidae	0	5	49	0	3	1	0	0	5	8	12	0	0	0	15	0	0	0
Otitidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	7	0	0	1	0	0	0	1	3
Tephritidae	0	5	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Syrphidae	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tipulidae	0	1	0	0	0	3	3	1	0	0	1	0	0	2	0	0	0	2
Chironomidae	6	929	125	58	9	24	8	14	10	146	47	20	12	190	61	92	146	107
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ephydriidae	2	11	14	5	0	0	2	1	8	0	0	0	1	11	0	1	1	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9	2	0	11	0
Cecidomyiidae	0	16	5	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	3
Agromyzidae	0	0	5	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	9	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciomyzidae	0	6	0	0	0	0	2	4	3	2	0	0	6	7	0	0	0	0
Asilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Micropesidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaeroceridae	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
Mycetophilidae	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	20
Sciaridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asteiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Therevidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bibionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Tachinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhagionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larvas s/d	5	0	5	12	8	1	2	1	0	2	37	1	0	0	1	0	1	2
ARACHNIDA																		
Pseudoscorpionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acari	62	704	11	206	1	1	4	16	2	244	180	0	0	20	79	61	54	32
Araneae	105	12	24	21	4	16	11	10	18	39	28	2	16	28	46	25	22	37
MALACOSTRACA																		
Isopoda	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA																		

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Gasteropoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Omalonix unguis</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	29	9	29	3	0	0	0	0	4	0
Total	1003	2433	1496	795	120	213	677	203	494	1367	1267	49	268	992	996	817	1003	973

Tabla 27. Disponibilidad ambiental de presas en UNL, PC y PAV, discriminada por mes para cada ambiente; estimada mediante el submuestreo de a las muestras de red entomológica.

	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
INSECTA																		
Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Poduridae	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entomobryidae	228	111	11	21	13	8	12	92	7	13	1	0	212	291	205	234	6	26
Sminthuridae	166	3	0	0	0	0	0	277	17	226	7	30	22	314	857	300	433	300
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gryllidae	0	0	1	0	0	3	6	0	22	7	0	0	0	0	6	8	1	10
Tettigoniidae	50	3	0	0	1	0	21	191	167	119	1	0	57	72	84	3	3	4
Acrididae	27	0	0	0	1	0	9	1	40	52	3	14	0	12	2	4	0	7
Paulinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tridactylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Tetrigidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Proscopidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
Mantodea	10	0	0	0	0	0	0	13	6	2	0	0	2	0	0	0	0	0
Blattaria	0	1	0	0	0	0	4	5	6	4	0	0	2	3	0	0	0	0
Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Tripidae	1	10	1	7	9	3	0	28	2	10	0	0	18	60	29	84	12	2
Phlaeotripidae	545	14	3	18	0	0	2	21	0	7	0	0	821	134	23	41	6	5
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Heteroptera	46	1	0	5	0	8	2	6	11	28	0	0	23	85	25	130	3	26
Berytidae	0	11	33	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	7	0	3	2
Tingidae	0	0	0	4	0	0	0	0	0	41	0	0	0	0	1	0	3	0
Plataspididae	0	0	0	0	0	2	1	346	115	7	0	1	2	0	1	0	0	0
Cydnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrrhocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coreidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Pentatomidae	0	0	0	0	0	0	4	11	4	101	0	0	11	0	0	0	0	0
Reduviidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Lygaeidae	772	2	0	0	0	9	0	0	2	24	0	0	13	12	28	6	6	5
Nabidae	1	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	5	0	0	2
Hydrometridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Miridae	1	0	0	4	0	1	6	0	7	0	0	0	14	1	9	23	8	2
Anthocoridae	39	0	0	0	0	1	5	0	0	7	0	0	2	0	1	0	0	2
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Saldidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhopalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schizopteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Auchenorrhyncha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	0	0	0
Cicadellidae	101	17	3	6	1	10	57	66	105	375	3	7	198	510	318	149	31	113
Cercopidae	2	37	12	19	2	26	7	1	9	70	1	8	72	206	93	118	20	14
Aleyrodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psyllidae	0	0	1	7	1	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	1	0	0
Aphididae	90	15	1	48	0	2	4	1	0	16	0	4	26	0	2	37	6	11

	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Membracidae	3	0	0	5	0	4	4	0	2	7	2	0	6	12	18	2	9	1
Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	5	0	0	0	0	0	2	5	1	0	1	14	1	0	0	1
Coenagrionidae	4	9	1	5	4	0	3	12	63	24	3	5	9	27	133	17	180	34
Lestidae	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Larva Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neuroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysopidae	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Trichoptera	10	2	0	0	0	0	0	0	7	15	0	0	0	24	13	0	0	0
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Noctuidae	3	4	6	6	2	1	2	1	0	0	1	0	6	0	4	0	2	0
Psychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Coleoptera	24	0	0	0	0	0	4	0	0	7	0	4	3	0	0	0	0	9
Buprestidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Phalacridae	10	0	0	0	0	0	0	0	2	7	0	0	6	0	4	5	0	2
Lampyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Carabidae	0	0	0	0	0	0	0	7	0	7	0	0	21	0	1	0	3	0
Scolytidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae	1	0	0	11	0	0	0	0	0	31	0	0	1	12	2	5	2	0
Pselaphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elateridae	1	0	0	2	0	0	0	2	2	7	0	0	1	0	0	5	0	0
Scarabaeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Heteroceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coccinellidae	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Chrysomelidae	34	0	1	0	0	4	24	0	15	4	1	1	15	1	24	6	0	5
Curculionidae	45	0	1	5	1	6	35	11	80	8	1	0	20	97	10	0	8	30
Mordellidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	6	0	0	14	0	0
Erotylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Monotomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anobiidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cicindelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scydmaenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cucujidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Bostrychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meloidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bruchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anthicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lagriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerambycidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Braconidae	11	5	0	0	2	1	4	1	9	9	0	1	45	2	13	5	3	5
Ichneumonidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	3	0

	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Chalcididae	0	2	0	0	0	0	0	0	0	57	0	0	6	0	10	0	0	0
Formicidae	71	64	39	83	36	40	1	97	9	32	3	0	8	72	1	216	4	0
Chrysididae	0	0	0	0	0	2	1	0	7	0	1	0	13	60	8	5	0	0
Serphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vespidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
Chloropidae	100	0	0	0	0	4	1	0	11	7	0	3	69	362	82	10	6	4
Muscidae	296	13	7	27	0	7	43	110	146	64	7	40	1179	36	388	64	71	67
Sarcophagidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Calliphoridae	0	0	0	0	0	0	2	0	4	1	0	4	6	4	0	0	0	12
Culicidae	118	134	12	184	16	137	95	226	70	45	19	20	314	2322	105	158	356	120
Psychodidae	0	3	0	0	0	1	0	138	2	0	0	0	14	26	103	0	0	1
Dolichopodidae	59	4	0	12	0	3	22	18	122	39	8	21	33	158	67	5	24	162
Simuliidae	0	0	5	19	3	2	0	0	17	4	5	1	0	37	133	9	28	3
Otitidae	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tephritidae	0	0	0	0	5	0	0	0	4	0	1	0	0	0	12	5	3	0
Syrphidae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Tipulidae	2	1	2	0	0	4	3	0	0	3	0	0	24	3	1	0	0	5
Chironomidae	1862	225	51	306	34	161	6	704	61	136	15	61	397	733	326	254	330	31
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	0	0	6	0	1	0	0	0
Ephydriidae	1	0	0	0	1	0	0	0	0	3	1	0	26	12	3	0	0	0
Ceratopogonidae	1	25	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	48	1	0	1	0
Cecidomyiidae	10	1	1	0	0	3	0	11	30	3	0	0	32	24	1	0	0	0
Agromyzidae	0	1	5	0	0	0	0	0	2	3	0	0	19	49	0	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciomyzidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	1
Asilidae	2	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Micropesidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaeroceridae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0
Mycetophilidae	0	0	0	0	0	5	3	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0
Sciaridae	0	0	0	0	0	4	0	0	0	3	0	0	6	0	0	0	0	2
Phoridae	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asteiidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Therevidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bibionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tachinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhagionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Larvas s/d	8	3	1	7	0	0	0	0	2	0	1	0	6	1	0	18	34	0
ARACHNIDA																		
Pseudoscorpionidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acari	40	15	5	32	6	3	1	676	20	238	2	0	21	52	81	378	0	7
Araneae	61	21	29	32	20	27	9	25	27	45	4	13	95	65	31	49	34	36
MALACOSTRACA																		
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA																		
Gasteropoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Omalonix unguis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	3	1	0	1	10

	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Total	4883	759	247	891	159	507	409	3097	1248	1980	96	247	3920	5961	3299	2372	1640	1080

Tabla 28. Abundancia relativa (proporciones de 0 a 1) de los ítems de la oferta ambiental para todos los ambientes, considerando todos los meses analizados. Las proporciones se brindan discriminando los ítems de la oferta por familia y agrupados a nivel de orden.

	Proporciones a nivel familia						Proporciones a nivel orden					
	VC	B	PAV	PC	UNL	T	VC	B	PAV	PC	UNL	T
INSECTA												
Collembola	0	0	0	0	0	0	0.08	0.07	0.21	0.08	0.07	0.12
Poduridae	0	0	0	0	0	0						
Entomobryidae	0.03	0.03	0.05	0.01	0.06	0.12						
Sminthuridae	0.04	0.05	0.16	0.07	0.01	0						
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0.04	0.13	0.01	0.09	0.01	0.09
Larva Orthoptera	0	0	0	0	0	0						
Gryllidae	0	0	0	0.01	0	0						
Tettigonidae	0.02	0.12	0.01	0.05	0	0.05						
Acrididae	0.01	0.01	0	0.03	0	0.04						
Paulinidae	0	0	0	0	0	0						
Tridactylidae	0	0	0	0	0	0						
Tetrigidae	0	0	0	0	0	0						
Proscopidae	0	0	0	0	0	0						
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0.01	0.06	0.06	0.01	0.04	0.03
Tripidae	0	0.01	0.01	0	0.01	0.01						
Phlaeotripidae	0	0.05	0.04	0	0.03	0.02						
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0.12	0.13	0.13	0.18	0.13	0.25
Larva Heteroptera	0.01	0.01	0.02	0	0.01	0.02						
Berytidae	0	0	0	0	0.02	0						
Tingidae	0	0	0	0	0	0						
Plataspidae	0.01	0.03	0	0.04	0	0						
Cydnidae	0	0	0	0	0	0						
Pyrrhocoridae	0	0	0	0	0	0						
Coreidae	0	0	0	0	0	0						
Pentatomidae	0	0.01	0	0.01	0	0						
Reduviidae	0	0	0	0	0	0						
Lygaeidae	0	0	0	0	0.03	0.01						
Nabidae	0	0	0	0	0	0						
Hydrometridae	0	0	0	0	0	0						
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0						
Miridae	0	0	0	0	0	0						
Anthocoridae	0	0	0	0	0	0						
Notonectidae	0	0	0	0	0	0						
Saldidae	0	0	0	0	0	0						
Rhopalidae	0	0	0	0	0	0						
Schizopteridae	0	0	0	0	0	0						
Pleidae	0	0	0	0	0	0						
Larva Auchenorrhyncha	0	0	0	0	0	0						
Cicadellidae	0.04	0.05	0.07	0.08	0.01	0.09						
Cercopidae	0.01	0.02	0.03	0.02	0.03	0.11						
Aleyrodidae	0	0	0	0	0	0						
Psyllidae	0.01	0.01	0	0	0	0						
Aphididae	0.03	0	0.01	0.01	0.02	0.01						

	Proporciones a nivel familia						Proporciones a nivel orden					
	VC	B	PAV	PC	UNL	T	VC	B	PAV	PC	UNL	T
Membracidae	0.01	0	0	0.01	0	0	0.01	0.01	0.03	0.03	0.01	0.03
Odonata	0	0	0	0	0	0						
Libellulidae	0	0	0	0	0	0						
Coenagrionidae	0.01	0.01	0.03	0.02	0.01	0.03						
Lestidae	0	0	0	0.01	0	0						
Larva Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neuroptera	0	0	0	0	0	0						
Chrysopidae	0	0	0	0	0	0						
Trichoptera	0	0	0	0	0	0						
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0						
Noctuidae	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0
Psychidae	0	0	0	0	0	0						
Larva Lepidoptera	0	0	0	0	0	0						
Coleoptera	0	0	0	0	0	0						
Larva Coleoptera	0.01	0.07	0	0	0	0	0.1	0.12	0.02	0.05	0.01	0.03
Buprestidae	0	0	0	0	0	0						
Phalacridae	0.01	0	0	0	0	0.01						
Lampyridae	0	0	0	0	0	0						
Carabidae	0.01	0	0	0	0	0						
Scolytidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0						
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0						
Staphilinidae	0	0	0	0	0	0						
Pselaphidae	0	0	0	0	0	0						
Elateridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabaeidae	0	0	0	0	0	0						
Heteroceridae	0	0	0	0	0	0						
Coccinellidae	0	0	0	0	0	0						
Chrysomelidae	0.03	0.02	0	0.01	0	0						
Curculionidae	0.02	0.02	0.01	0.03	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0
Mordellidae	0	0	0	0	0	0						
Erotylidae	0	0	0	0	0	0						
Monotomidae	0	0	0	0	0	0						
Anobiidae	0	0	0	0	0	0						
Cicindelidae	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
Tenebrionidae	0.01	0	0	0	0	0						
Scydmaenidae	0	0	0	0	0	0						
Cucujidae	0	0	0	0	0	0						
Bostrychidae	0	0	0	0	0	0						
Melyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meloidae	0	0	0	0	0	0						
Bruchidae	0	0	0	0	0	0						
Nitidulidae	0	0	0	0	0	0						
Ptinidae	0	0	0	0	0	0						
Anthicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lagriidae	0	0	0	0	0	0						
Cerambycidae	0	0	0	0	0	0						
Hymenoptera	0	0	0	0	0	0						
Braconidae	0	0	0	0	0	0	0.04	0.02	0.03	0.03	0.11	0.02
Ichneumonidae	0	0	0	0	0	0						

	Proporciones a nivel familia						Proporciones a nivel orden					
	VC	B	PAV	PC	UNL	T	VC	B	PAV	PC	UNL	T
Chalcididae	0	0	0	0	0	0						
Formicidae	0.03	0.02	0.02	0.01	0.11	0.02						
Chrysididae	0	0	0	0	0	0						
Serphidae	0	0	0	0	0	0						
Vespidae	0	0	0	0	0	0						
Diptera	0	0	0	0	0	0	0.44	0.32	0.44	0.43	0.51	0.34
Chloropidae	0.01	0.01	0.02	0	0	0.06						
Muscidae	0.15	0.05	0.09	0.09	0.02	0.04						
Sarcophagidae	0	0	0	0	0	0						
Calliphoridae	0.01	0.01	0	0	0	0						
Culicidae	0.06	0.08	0.15	0.11	0.14	0.07						
Psychodidae	0	0	0.01	0.01	0	0						
Dolichopodidae	0.05	0.04	0.04	0.06	0.01	0.02						
Simuliidae	0.01	0	0.01	0.01	0.01	0						
Otitidae	0	0	0	0	0	0						
Tephritidae	0	0	0	0	0.01	0						
Syrphidae	0	0	0	0	0	0						
Tipulidae	0	0	0	0	0	0						
Chironomidae	0.12	0.11	0.11	0.13	0.29	0.11						
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0						
Ephydriidae	0	0	0	0	0	0						
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0.01	0						
Cecidomyiidae	0	0	0	0	0	0						
Agromyzidae	0	0	0	0	0	0						
Empididae	0	0	0	0	0	0						
Sciomyzidae	0	0.01	0	0	0	0						
Asilidae	0	0	0	0	0	0						
Micropesidae	0	0	0	0	0	0						
Tabanidae	0	0	0	0	0	0						
Sphaeroceridae	0	0	0	0	0	0						
Mycetophilidae	0	0	0	0	0	0						
Sciaridae	0	0	0	0	0	0						
Phoridae	0	0	0	0	0	0						
Asteiidae	0	0	0	0	0	0						
Therevidae	0	0	0	0	0	0						
Bibionidae	0	0	0	0	0	0						
Tachinidae	0	0	0	0	0	0						
Rhagionidae	0	0	0	0	0	0						
Dixidae	0	0	0	0	0	0						
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larvas s/d	0.02	0.01	0.01	0	0	0	0.02	0.01	0.01	0	0	0
ARACHNIDA												
Pseudoscorpionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acari	0.11	0.07	0.03	0.06	0.02	0.04	0.11	0.07	0.03	0.06	0.02	0.04
Araneae	0.04	0.03	0.02	0.03	0.06	0.04	0.04	0.03	0.02	0.03	0.06	0.04
MALACOSTRACA												
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA	0	0	0	0	0	0						
Gasteropoda	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0.01	0	0
<i>Omalonix unguis</i>	0	0.02	0	0.01	0	0						

Tabla 29. Abundancia relativa (proporciones de 0 a 1) de los ítems de la oferta ambiental discriminados por mes para los sitios VC, B y T.

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
INSECTA																		
Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Poduridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entomobryidae	0.04	0.05	0	0.1	0	0	0.01	0.01	0.01	0.1	0.02	0	0.01	0.02	0.12	0.15	0.33	0.08
Sminthuridae	0	0.08	0.02	0.03	0.02	0.11	0	0.09	0.02	0.08	0.08	0	0	0	0.01	0.01	0	0
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gryllidae	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tettigonidae	0.03	0	0.05	0.01	0.02	0.01	0.02	0.36	0.22	0.04	0.02	0.06	0.03	0.01	0.07	0.15	0.02	0.03
Acrididae	0.01	0	0.01	0	0.02	0.05	0	0	0.05	0	0.01	0.02	0	0.02	0.03	0.07	0.05	0.03
Paulinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tridactylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetrigidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Proscopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattaria	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tripidae	0	0.01	0.01	0.01	0.01	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0.01	0.01	0.01	0.01
Phlaeotripidae	0.01	0	0.01	0	0	0	0	0.02	0	0.01	0.28	0	0	0.01	0	0.01	0	0.1
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Heteroptera	0.01	0	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0.01	0	0	0.1
Berytidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tingidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0
Plataspididae	0.01	0	0.03	0.01	0.01	0	0	0.05	0.01	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cydnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrrhocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coreidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pentatomidae	0	0	0.01	0	0.01	0	0	0.01	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
Reduviidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lygaeidae	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0.02	0	0.02	0	0	0.02
Nabidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrometridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Belostomatidae	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Miridae	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0.02
Anthocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saldidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhopalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schizopteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Auchenorrhyncha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cicadellidae	0.06	0.01	0.06	0.05	0.03	0.05	0.05	0.09	0.03	0.05	0.04	0.04	0.15	0.09	0.05	0.07	0.12	0.05
Cercopidae	0	0	0.01	0.04	0	0.01	0.01	0	0.04	0	0.02	0.04	0.13	0.16	0.13	0.08	0.11	0.04
Aleyrodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psyllidae	0	0	0	0	0.03	0.01	0	0	0.01	0.01	0	0.02	0	0	0	0	0	0
Aphididae	0	0.02	0	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0.05
Membracidae	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0.02	0	0

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Coenagrionidae	0	0.01	0	0.01	0	0.02	0	0.01	0.03	0.01	0.01	0	0.01	0.03	0.05	0.04	0.01	0
Lestidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neuroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Noctuidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0.01
Psychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Coleoptera	0.02	0	0	0	0	0.02	0.45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Buprestidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phalacridae	0.04	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.02	0.01	0.01	0
Lampyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae	0.02	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scolytidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pselaphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elatenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabaeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coccinellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
Chrysomelidae	0.14	0	0.01	0	0.03	0.02	0.08	0	0.02	0.01	0	0	0	0	0.01	0	0	0
Curculionidae	0.1	0	0	0	0.01	0.01	0.03	0.01	0.03	0	0	0.02	0.03	0.01	0.01	0	0	0.01
Mordellidae	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erotylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Monotomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cicindelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
Scydmaenidae	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
Cucujidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bostrychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meloidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bruchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anthricidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lagriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerambycidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Braconidae	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0	0
Ichneumonidae	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0.01	0	0.01	0	0	0	0.01	0	0	0
Chalcididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Formicidae	0.1	0.01	0.01	0.05	0.03	0.01	0.02	0	0.01	0.03	0.04	0	0	0.02	0.03	0.01	0.01	0.03
Chrysididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Serpidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Vespidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chloropidae	0.01	0	0.01	0	0.02	0.03	0.01	0	0.02	0	0.02	0.04	0.11	0.05	0.09	0.08	0.03	0.02
Muscidae	0.05	0.02	0.3	0.1	0.24	0.16	0.04	0.02	0.13	0.02	0.06	0.06	0.16	0.04	0.01	0	0.02	0.01
Sarcophagidae	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
Calliphoridae	0	0	0	0	0.01	0.07	0	0	0	0	0	0.06	0.02	0	0	0	0	0.01
Culicidae	0.01	0.05	0.1	0.03	0.13	0.05	0.21	0.03	0.03	0.08	0.1	0.02	0.04	0.19	0.05	0.02	0.02	0.1
Psychodidae	0	0.01	0.02	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0.01
Dolichopodidae	0	0	0.16	0.01	0.09	0.04	0	0	0.11	0.02	0.02	0.06	0.04	0.03	0.01	0	0.01	0.04
Simuliidae	0	0	0.03	0	0.03	0	0	0	0.01	0.01	0.01	0	0	0	0.02	0	0	0
Otitidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
Tephritidae	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	0.01	0.38	0.08	0.07	0.08	0.11	0.01	0.07	0.02	0.11	0.04	0.41	0.04	0.19	0.06	0.11	0.15	0.11
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephydriidae	0	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0.01	0
Cecidomyiidae	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Agromyzidae	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciomyzidae	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.01	0	0	0	0.02	0.01	0	0	0	0
Asilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micropesidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaeroceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0
Mycetophilidae	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02
Sciaridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asteiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Therevidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bibionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tachinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhagionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larvas s/d	0	0	0	0.02	0.07	0	0	0	0	0	0.03	0.02	0	0	0	0	0	0
ARACHNIDA																		
Pseudoscorpionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acari	0.06	0.29	0.01	0.26	0.01	0	0.01	0.08	0	0.18	0.14	0	0	0.02	0.08	0.07	0.05	0.03
Araneae	0.1	0	0.02	0.03	0.03	0.08	0.02	0.05	0.04	0.03	0.02	0.04	0.06	0.03	0.05	0.03	0.02	0.04
MALACOSTRACA																		
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA																		
Gasteropoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Omalonix unguis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.06	0.01	0.02	0.06	0	0	0	0	0	0

Tabla 30. Abundancia relativa (proporciones de 0 a 1) de los ítems de la oferta ambiental discriminados por mes para los sitios UNL, PC y PAV.

	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
INSECTA																		
Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Poduridae	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entomobryidae	0.05	0.15	0.04	0.02	0.08	0.02	0.03	0.03	0.01	0.01	0.01	0	0.05	0.05	0.06	0.1	0	0.02
Sminthuridae	0.03	0	0	0	0	0	0	0.09	0.01	0.11	0.07	0.12	0.01	0.05	0.26	0.13	0.26	0.28
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gryllidae	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
Tettigonidae	0.01	0	0	0	0.01	0	0.05	0.06	0.13	0.06	0.01	0	0.01	0.01	0.03	0	0	0
Acrididae	0.01	0	0	0	0.01	0	0.02	0	0.03	0.03	0.03	0.06	0	0	0	0	0	0.01
Paulinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tridactylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetrigidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Proscopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattaria	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tripidae	0	0.01	0	0.01	0.06	0.01	0	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0.04	0.01	0
Phlaeotripidae	0.11	0.02	0.01	0.02	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.21	0.02	0.01	0.02	0	0
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Heteroptera	0.01	0	0	0.01	0	0.02	0	0	0.01	0.01	0	0	0.01	0.01	0.01	0.05	0	0.02
Berytidae	0	0.01	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tingidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0
Plataspididae	0	0	0	0	0	0	0	0.11	0.09	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cydnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrrhocoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coreidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pentatomidae	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0
Reduviidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lygaeidae	0.16	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.01	0	0	0
Nabidae	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrometridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Miridae	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0
Anthocoridae	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saldidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhopalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schizopteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Auchenorrhyncha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cicadellidae	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.14	0.02	0.08	0.19	0.03	0.03	0.05	0.09	0.1	0.06	0.02	0.1
Cercopidae	0	0.05	0.05	0.02	0.01	0.05	0.02	0	0.01	0.04	0.01	0.03	0.02	0.03	0.03	0.05	0.01	0.01
Aleyrodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psyllidae	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aphididae	0.02	0.02	0	0.05	0	0	0.01	0	0	0.01	0	0.02	0.01	0	0	0.02	0	0.01
Membracidae	0	0	0	0.01	0	0.01	0.01	0	0	0	0.02	0	0	0	0.01	0	0.01	0
Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Libellulidae	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	0.01	0	0.01	0.03	0	0.01	0	0.05	0.01	0.03	0.02	0	0	0.04	0.01	0.11	0.03
Lestidae	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0
Larva Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neuroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysopidae	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Noctuidae	0	0.01	0.02	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0
Psychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larva Coleoptera	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0.01
Buprestidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phalacridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lampyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
Scolytidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0
Pselaphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elateridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabaeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coccinellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysomelidae	0.01	0	0	0	0	0.01	0.06	0	0.01	0	0.01	0	0	0	0.01	0	0	0
Curculionidae	0.01	0	0	0.01	0.01	0.01	0.09	0	0.06	0	0.01	0	0.01	0.02	0	0	0.01	0.03
Mordellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0
Erotylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Monotomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cicindelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scydmaenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cucujidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bostrychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meloidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bruchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anthicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lagriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerambycidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Braconidae	0	0.01	0	0	0.01	0	0.01	0	0.01	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
Ichneumonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chalcididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0
Formicidae	0.01	0.08	0.16	0.09	0.23	0.08	0	0.03	0.01	0.02	0.03	0	0	0.01	0	0.09	0	0

	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Chrysidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0.01	0	0	0.01	0	0	0	0
Serphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vespidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chloropidae	0.02	0	0	0	0	0.01	0	0	0.01	0	0	0.01	0.02	0.06	0.02	0	0	0
Muscidae	0.06	0.02	0.03	0.03	0	0.01	0.11	0.04	0.12	0.03	0.07	0.16	0.3	0.01	0.12	0.03	0.04	0.06
Sarcophagidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calliphoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0.01
Culicidae	0.02	0.18	0.05	0.21	0.1	0.27	0.23	0.07	0.06	0.02	0.2	0.08	0.08	0.39	0.03	0.07	0.22	0.11
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0	0
Dolichopodidae	0.01	0.01	0	0.01	0	0.01	0.05	0.01	0.1	0.02	0.08	0.09	0.01	0.03	0.02	0	0.01	0.15
Simuliidae	0	0	0.02	0.02	0.02	0	0	0	0.01	0	0.05	0	0	0.01	0.04	0	0.02	0
Otitidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tephritidae	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	0.01	0	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
Chironomidae	0.38	0.3	0.21	0.34	0.21	0.32	0.01	0.23	0.05	0.07	0.16	0.25	0.1	0.12	0.1	0.11	0.2	0.03
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephydriidae	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0	0.01	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0
Cecidomyiidae	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0.02	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
Agromyzidae	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciomyzidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
Asilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micropesidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaeroceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
Mycetophilidae	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
Sciaridae	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phoridae	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asteiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Therevidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bibionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tachinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhagionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Larvas s/d	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.01	0.02	0
ARACHNIDA																		
Pseudoscorpionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acari	0.01	0.02	0.02	0.04	0.04	0.01	0	0.22	0.02	0.12	0.02	0	0.01	0.01	0.02	0.16	0	0.01
Araneae	0.01	0.03	0.12	0.04	0.13	0.05	0.02	0.01	0.02	0.02	0.04	0.05	0.02	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03
MALACOSTRACA																		
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA																		
Gasteropoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Omalonix unguis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.02	0	0	0	0	0	0.01

Tabla 31. Índice de Jacobs (*D*) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *D. nanus* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios VC, B y T. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	VC nov.	VC dic.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
INSECTA																	
Collembola																	
Poduridae																	
Entomobryidae	0.84	0.181	0.06		1	-1	-1	-1	-0.323	0.163	1	-0.081	-0.127	-1	-0.5	-0.5	-0.261
Sminthuridae		-1	-0.106	0.054	-1		-1	0.636	-1	-0.226	1			-1	-1	-1	
Orthoptera																	
Larva Orthoptera									1								
Gryllidae	-1		-1		-1				0.761					-1			
Tettigoniidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-0.729	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Acrididae	-1			-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Paulinidae																	
Tridactylidae																	
Tetrigidae																	
Proscopidae														-1			-1
Mantodea		-1						-1									
Blattaria	-1	-1			-1	-1	-1	-1	-1			1	-1		-1	-1	-1
Thysanoptera																	
Tripidae		-1	0.041	-1			-1		-0.654	0.751			-1	-1	-1	0.129	-1
Phlaeotripidae	-1	-1	-1		0.509		-1		-1	-1	1	0.439	-1	-1	-1	-1	-1
Hemiptera																	
Larva Heteroptera	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1			-1	-1	-1	0.827	-1
Berytidae					-1								0.786	-1			
Tingidae	-1								-1	-1	1		-1	-1	-1	-1	-1
Plataspidae	-1		-1	-1	1		-1	-1	-1	-1					-1	-1	-1
Cydnidae																	
Pyrrhocoridae																	
Coreidae																	
Pentatomidae				0.384	-1		0.517	-1	-1	-1			-1				-1
Reduviidae								-1									
Lygaeidae	-1		-1				-1	-1	-0.047			0.351	-1	0.8	1	0.751	-0.116
Nabidae						-1		-1		1					-1		
Hydrometridae																	
Belostomatidae			-1														
Miridae		-1	-1			-1			-1		1	1			-1	1	-1
Anthocoridae						-1		-1									-1
Notonectidae																	
Saldidae												-1					
Rhopalidae																	
Schizopteridae																	
Pleidae			-1														

	VC nov.	VC dic.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Larva Auchenorrhynch									1								
Cicadellidae	-1	-1	-0.481	-1	-1	-1	-1	-1	-0.183	-0.2	0.068	-0.4	-0.52	-0.083	-0.664	-0.2	-0.012
Cercopidae	-1		-1		-1	-1	-1	-1	0.98	0.707	0.64	-0.6	-1	-0.2	0.21	-0.5	-0.457
Aleyrodidae																	
Psyllidae			-1	-0.152	0.781			-1	0.188	0.749	-1						
Aphididae	-1	-1	-0.306			-1	-1	1	0.835	1	-0.278		0.612	-1	0.901	1	-1
Membracidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1			1	-1		-1		-1			-1
Odonata																	
Libellulidae				-1					-1	-1			-1	-1	-1		-1
Coenagrionidae		-1	-1		-1		-1	-1	-1	-1		-1	-0.395	-1	-1	0.07	0.582
Lestidae																	
Larva Odonata																	
Neuroptera																	
Chrysopidae																	-1
Trichoptera		-1	1											0.774			
Lepidoptera																	
Noctuidae	-1	-1			-1	-1				-1			-1		-1		-1
Psychidae													-1				
Larva Lepidoptera																	
Coleoptera			1							1					1		
Larva Coleoptera	-1				-1	-1			1			-1					-1
Buprestidae																	
Phalacridae	-1	-1		-1			-1	-1					-1	-1	0.344	-1	
Lampyridae																	
Carabidae	-1			-1	0.007		1	-1	0.894	0.553		0.677				1	-1
Scolytidae																	
Dytiscidae																	
Hydrophilidae						-1		-1						0.88	-1		
Staphilinidae	-1					-1		-1		1			0.612				-1
Pselaphidae								-1							1		
Elateridae	0.714									1					1	1	
Scarabaeidae			-1			-1		-1				-1				1	
Heteroceridae																	
Coccinellidae	-1									-1		-1					
Chrysomelidae	-0.8	-1		-1	0.79	-1		-1	0.797	0.871	1	0.439	0.684	0.719	0.85	1	0.767
Curculionidae	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Mordellidae								-1									
Erotylidae																	
Monotomidae																	
Anobiidae																	
Cicindelidae																	
Tenebrionidae	-1		-1		-1	-1						-1			0.609		
Scydmaenidae	-1											-1					
Cucujidae																	
Bostrychidae																-1	
Melyridae																	
Meloidae												1					
Bruchidae												1					
Nitidulidae																	
Ptinidae																	
Anthicidae			-1														

	VC nov.	VC dic.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Lagriidae																	
Cerambycidae																	
Hymenoptera												1					
Braconidae	0.714		-0.3		-1	-1		-1	-1	-1		-1	-1	-1		0.909	-1
Ichneumonidae				0.384				-1		-1				-1			-1
Chalcididae															1	-1	
Formicidae	-1	-1	-1	0.393	-1	-1		-1	-1	-1		0.439	-0.021	-1	-1	0.27	0.361
Chrysididae	-1					-1					1						
Serphidae																	
Vespidae												-1					
Diptera			-1						1					1	1		
Chloropidae	-1	-1		-1	-1	-1		-1		-1	-1	-0.4	-1	-1	-1	-1	-1
Muscidae	-1	-1	-1	-0.9	-0.7	-1	-1	-1	-0.428	-0.464	-0.287	0.24	-0.503	-1	-1	-1	-1
Sarcophagidae					-1		1		-1								
Calliphoridae				-1	-1					-1	-1	-1					-1
Culicidae	0.91	-1	0.223	0.38	0.75	-1	0.67	0.88	0.58	0.47	0.89	0.46	0.55	0.73	0.525	0.637	0.65
Psychodidae		-1			1		-1	-1			1		-1				0.248
Dolichopodidae	-1	1	-1	-0.685	0.069	-1	0.726	-1	-1	-1	-0.694	0.172	-0.265	-1	0.852	-1	-0.102
Simuliidae		-1		-1	-1			-1	-1	0.682			1	0.521			
Otitidae					-1		1		-1			0.439				-1	-1
Tephritidae		-1		-1		-1		-1							-1		
Syrphidae																	-1
Tipulidae		-1			-1	-1	-1			-1			-1				-1
Chironomidae	-1	0.24	0.072	0.82	0.01	1	0.5	0.8	0.05	0.73	-0.7	0.128	-0.1	0.067	0.68	0.47	0.13
Stratiomyidae					-1												-1
Ephydriidae	-1	-1	-1			-1	-1	-1				-1	-1		-1	-1	
Ceratopogonidae						-1							-0.246	0.88		-1	
Cecidomyiidae		-1	-1					-1		-1			-1				-1
Agromyzidae				-1				-1			1			-1			
Empididae											1						
Sciomyzidae		-1				-1	-1	0.863	-1			-0.409	-1				
Asilidae																	-1
Micropesidae																	
Tabanidae																	
Sphaeroceridae	-1					-1						-0.328					
Mycetophilidae					0.007	-1					1	0.677					-0.146
Sciaridae																	
Phoridae																	
Asteiidae																	
Therevidae																	
Bibionidae												1					
Tachinidae												-1					
Rhagionidae																	
Dixidae																	
Dermaptera																	
Larvas s/d	-1		-1	-0.3	-1	-1	-1		0.571	-0.413	-0.278	1		-1		-1	0.918
ARACHNIDA																	
Pseudoscorpionidae																	
Acari	0.86	0.15	0.48	0.641	0.724	-1	0.63	0.907	-0.5	-0.3	1	1	0.203	-1	-0.448	-0.46	-0.029
Araneae	-1	-1	0.537	0.261	-1	-1	0.317	0.66	0.543	-0.288	-0.567	0.34	0.538	0.6	-0.013	0.7	0.56
MALACOSTRACA																	

	VC nov.	VC dic.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B nov.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Isopoda	-1						1					1	1			1	1
BRANCHIOPODA																	
Moinidae																	
MOLLUSCA																	
Gasteropoda																	
<i>Omalonix unguis</i>			0.535					-1	-1	-1	-1					-1	
Huevos s/d																	
HIRUDINEA													1				

Tabla 32. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *D. nanus* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios UNL, PC y PAV. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	UNL nov.	UNL dic.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
INSECTA																	
Collembola																	
Poduridae			-0.248														
Entomobryidae	-1	-0.6	-0.048	-0.63	0.595	-0.095	-1	0.826	0.88	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-0.388
Sminthuridae	-1	-1					-1	-1	-1	0.28	-0.4	-1	-1	-0.6	-1	-1	-0.9
Orthoptera							1										
Larva Orthoptera																	
Gryllidae					0.179	-1		0.561	-1				1	-1	-1	-1	-1
Tettigoniidae	-1	-1		-1		-1	-1	-0.4	-1	-1		0.77	-1	0.229	-1	-1	-1
Acrididae	-1			0.225		0.053	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Paulinidae																	
Tridactylidae														-1	-1		
Tetrigidae														-1			
Proscopidae	-1														-1		
Mantodea	-1																
Blattaria		-1					-1	-1	-1				-1	-1			
Thysanoptera														-1			
Tripidae	-1	-1	0.156	-1	0.179		-1	-1	-1	1			-1	-1	-1	-1	-1
Phlaeotripidae	-1	0.669	-1			-1	-1		-1				-1	-1	-1	-1	-1
Hemiptera			1														
Larva Heteroptera	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	0.146				-1	-1	0.841	-1	-0.384
Berytidae		-1							-1					-1	-1	-1	-1
Tingidae			-1						-1					-1		-1	-1
Plataspidae					-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1		-1			
Cydnidae																	
Pyrrhocoridae																	
Coreidae	-1												-1				
Pentatomidae						0.434	-1	-1	-1				-1				
Reduviidae														-1	-1		
Lygaeidae	-1	-1			-1			-1	-1		1	-1	0.855	0.659	0.97	-1	0.375
Nabidae	-1			-1				-1	-1		1			-1			-1
Hydrometridae																	
Belostomatidae									-1								
Miridae	-1		-1	1	0.624	-1		0.96					-1	-1	-1	-1	0.738
Anthocoridae	-1				-1	-1			-1				-1	-1	-1		-1
Notonectidae									-1								
Saldidae																	
Rhopalidae																	
Schizopteridae																	

	UNL nov.	UNL dic.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Pleidae																	
Larva Auchenorrhyncha			1						-1					0.971			
Cicadellidae	0.493	-1	-1	0.225	-1	-0.1	-0.093	-1	0.41	-1	-0.474	-0.006	-0.407	-1	0.94	-1	-0
Cercopidae	-1	-1	-0.003	-1	-0.727	-1	-1	0.787	-0.312	-1	-0.024	-1	-0.473	0.182	-1	-1	-1
Aleyrodidae																	
Psyllidae			0.156	-1					-1						-1		
Aphididae	-1	-1	0.103		0.626	0.434	-1		-1		-1	-1	1	0.971	-1	-1	0.97
Membracidae	-1		-1	1	-1	-1		-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1
Odonata																	
Libellulidae								-1	-1	-1		-1	-1	-1			-1
Coenagrionidae	-1	0.776	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.34	-1
Lestidae										-1							
Larva Odonata																	
Neuroptera																	
Chrysopidae									-1								-1
Trichoptera	-1	-1						-1	-1				-1	0.832			
Lepidoptera																	
Noctuidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1			-1		-1		-1		-1	
Psychidae																	
Larva Lepidoptera																	
Coleoptera			1														1
Larva Coleoptera	-1					-1			-1		-0.225	-1					0.114
Buprestidae														-1			
Phalacridae	-1							-1	-1	1		-1		-1	-1		-1
Lampyridae														-1			
Carabidae							-1		0.844			0.815		-1		-1	
Scolytidae																	
Dytiscidae																	
Hydrophilidae				1				-1									
Staphilinidae	-1		-1	1					-1			-1	-1	-1	-1	-1	
Pselaphidae																	
Elateridae	-1		-1				1	-1	0.705			-1			-1		
Scarabaeidae								-1					-1				
Heteroceridae																	
Coccinellidae	-1	-1											-1				
Chrysomelidae	0.9	1		1	0.369	0.47	1	0.678	0.895	-1	0.676	-1	0.974	-1	-1	-1	-1
Curculionidae	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1		-1	-1
Mordellidae					-1				0.841						-1		
Erotylidae								-1									
Monotomidae																	
Anobiidae		1															
Cicindelidae																	
Tenebrionidae	-1																
Scydmaenidae																	
Cucujidae									-1								
Bostrychidae																	
Melyridae																	
Meloidae																	
Bruchidae																	
Nitidulidae																	

	UNL nov.	UNL dic.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Ptinidae																	
Anthicidae																	
Lagriidae																	
Cerambycidae																	
Hymenoptera																	
Braconidae	-1	-1		-0.12	-1	-1	0.965	-1	-1		0.439	-1	-1	0.832	-1	-1	-1
Ichneumonidae	-1													-1		-1	
Chalcididae		-1	1						-0.209					-1			
Formicidae	-1	-0.335	-1	-0.9	-0.533	0.909	-0.282	-1	-1	-0.127		0.921	-1	0.986	-1	-1	1
Chrysididae					-1	-1		-1		-1		0.882	-1	-1	-1		
Serphidae																	
Vespidae																	
Diptera																	
Chloropidae	-1			1	0.036	-1		-1	-1		-0.083	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Muscidae	-0.016	0.456	0.193		0.43	-0.4	0.004	-1	-1	0.56	-0.7	-0.8	-1	-1	0.218	-1	-0.187
Sarcophagidae																	
Calliphoridae						-1		-1	-1		-1	-1	-1				-1
Culicidae	0.85	-0.6	-0.1	0.22	0.5	-0.7	0.67	-1	0.444	-0.3	0.27	-0.246	0.23	0.116	-1	-1	0.22
Psychodidae		-1			-1		-1	0.954				-1	-1	-1			-1
Dolichopodidae	0.671	-1	0.223	1	0.179	-0.389	0.513	-1	-1	-1	-0.017	0.72	-0.36	-1	-1	-1	-0.8
Simuliidae			0.573	-0.316	-1			-1	-1	-1	0.439		0.858	-1	0.836	-1	-1
Otitidae						-1		-1									
Tephritidae			1	0.232				-1		-1		1		-1	-1	-1	
Syrphidae	-1													-1			
Tipulidae	-1	-1			-1	-1			-1			-1	-1	1			-1
Chironomidae	-0.5	-0.6	-0.3	-0.1	-0.496	0.253	-0.7	0.71	0.17	0.47	0.34	-0.4	0.29	0.62	-0.1	-0	-0.142
Stratiomyidae				1		-1			-1			-1	-1	-1			
Ephydriidae	-1			0.225					-1	-1		-1	-1	-1			
Ceratopogonidae	-1	-1						-1				-1	-1	-1		-1	
Cecidomyiidae	-1	-1			-1		-1	-1	-1			-1	-1	-1			
Agromyzidae		0.921						-1	-1			-1	-1				
Empididae																	
Sciomyzidae											-1				-1		-1
Asilidae	-1					0.671						-1					
Micropesidae																	
Tabanidae																	
Sphaeroceridae					-1				-1								
Mycetophilidae	1				-1	-1					0.121	-1					
Sciaridae					-1				-1			-1					-1
Phoridae					-1												
Asteiidae					-1												
Therevidae																	
Bibionidae																	
Tachinidae					1												
Rhagionidae																	
Dixidae																	
Dermoptera																	
Larvas s/d	-1	-1	0.794	1	1	1		0.954	1	0.765	1	-1	0.974		-1	0.84	1
ARACHNIDA											1						1
Pseudoscorpionidae					-1												

	UNL nov.	UNL dic.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Acari	0.767	0.76	0.379	0.025	0.879	0.97	-0.4	0.581	0.05	0.08	1	0.96	0.715	-1	-0.6		0.67
Araneae	0.83	0.88	0.53	0.56	-0.232	0.88	0.64	0.477	0.56	-1	-0.45	0.86	0.075	0.629	-1	0.94	-0.011
MALACOSTRACA																	
Isopoda				1													
BRANCHIOPODA																	
Moinidae																	
MOLLUSCA																	
Gasteropoda																	
<i>Omalonix unguis</i>			1							-1	-1		-1	-1		-1	-1
Huevos s/d																	
HIRUDINEA										1							1

Tabla 33. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *D. sanborni* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios VC, B y T. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	VC mar.	VC abr.	B nov.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.
INSECTA												
Collembola												
Poduridae		-1	-1	-1	0.8		-1	-1	-1	0.05	-0.5	0.5
Entomobryidae			-1	-1	-1		0.9		-1	-1	-1	
Sminthuridae	-1											
Orthoptera												
Larva Orthoptera												
Gryllidae	-1			-1					-1			
Tettigoniidae	-1	-1	-0.8	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Acrididae	-1	-1		-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Paulinidae												
Tridactylidae												
Tetrigidae												
Proscopidae									-1			-1
Mantodea							-1					
Blattaria	-1	-1	-1	-1			-1	-1		-1	-1	-1
Thysanoptera												
Tripidae			-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1
Phlaeotripidae	-1		-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1
Hemiptera												
Larva Heteroptera	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1
Berytidae	-1							-1	-1			
Tingidae				-1	-1			-1	-1	-1	-1	-1
Plataspididae			-1	-1	-1		-1			-1	-1	-1
Cydnidae												
Pyrrhocoridae												
Coreidae							-1					
Pentatomidae	-1		-1	-1	-1		-1	-1				-1
Reduviidae												
Lygaeidae			-1	-1			-1	0.98	0.187		-1	-1
Nabidae		-1								-1		
Hydrometridae												
Belostomatidae												
Miridae		-1		-1			-1			-1		-1
Anthocoridae		-1					-1					-1
Notonectidae												
Saldidae												
Rhopalidae												
Schizopteridae												
Pleidae												

	VC mar.	VC abr.	B nov.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.
Larva Auchenorrhynch												
Cicadellidae	-1	-1	-1	-1	0.63	-1	-1	-1	-0.218	0.096	-0.4	0.38
Cercopidae	-1	-1	0.845	0.98	-1	0.57	-1	-1	-1	0.009	-0.4	-1
Aleyrodidae												
Psyllidae	-1			-1	-1	-1						
Aphididae	1	-1	-1	-1		-1	0.89	-1	0.921	-1		-1
Membracidae	-1	-1			-1		-1		-1			-1
Odonata												
Libellulidae				-1	-1		-1	-1	-1	-1		-1
Coenagrionidae	-1		-1	-1	-1		-1	-1	-1	0.65	-1	-1
Lestidae												
Larva Odonata												
Neuroptera												
Chrysopidae												-1
Trichoptera												
Lepidoptera												
Noctuidae	-1	-1			-1		-1	-1		-1		-1
Psychidae								-1				
Larva Lepidoptera												
Coleoptera												
Larva Coleoptera	-1	-1					-1					-1
Buprestidae												
Phalacridae			-1				-1	-1	-1	-1	-1	
Lampyridae												
Carabidae	-1			-1	-1		-1					-1
Scolytidae												
Dytiscidae								1				
Hydrophilidae		-1							-1	-1		
Staphilinidae		-1					-1	-1				-1
Pselaphidae												
Elateridae							-1					
Scarabaeidae		-1										
Heteroceridae												
Coccinellidae					-1							
Chrysomelidae	-1	-1	1	-1	-1		-1	-1	-1	-1		-1
Curculionidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Mordellidae							-1					
Erotylidae												
Monotomidae												
Anobiidae												
Cicindelidae												
Tenebrionidae	-1	-1								-1		
Scydmaenidae												
Cucujidae												
Bostrychidae											-1	
Melyridae												
Meloidae												
Bruchidae												
Nitidulidae												
Ptinidae												
Anthicidae												

	VC mar.	VC abr.	B nov.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.
Lagriidae												
Cerambycidae												
Hymenoptera												
Braconidae	-1	-1		-1	-1	1	-1	-1	-1		-1	-1
Ichneumonidae					-1				-1			-1
Chalcididae							-1				-1	
Formicidae	0.93	-1		-1	-1		-1	-1	-1	-1	0.381	-1
Chrysididae		-1					-1					
Serphidae												
Vespidae												
Diptera												
Chloropidae	-1	-1			-1	-1	-1	0.344	0.08	-1	-1	-1
Muscidae	-1	-1	0.9	-1	-1	0.045	-1	0.79	-1	-1	-1	-1
Sarcophagidae	-1			-1								
Calliphoridae	-1				-1	-1	-1					-1
Culicidae	0.94	0.3	0.91	0.6	-1	0.95	0.77	-0	0.79	0.78	0.74	0.01
Psychodidae			-1				-1	-1	1			-1
Dolichopodidae	-1	-1	-1	0.91	0.81	0.045	-1	0.87	0.457	-1	-1	-1
Simuliidae	-1			-1	-1				-1			
Otitidae	-1			-1							-1	-1
Tephritidae		-1								-1		
Syrphidae												-1
Tipulidae	-1	-1	-1		-1		-1	-1				-1
Chironomidae	-1	0.98	-0.115	-1	0.82	-1	-1	-1	0.72	0.45	0.46	0.78
Stratiomyidae	-1						-1					-1
Ephydriidae		-1	-1				-1	-1		-1	-1	
Ceratopogonidae		-1					-1	-1	-1		-1	
Cecidomyiidae					-1		-1	-1				-1
Agromyzidae							-1		-1			
Empididae												
Sciomyzidae		-1	-1	-1				-1			1	
Asilidae							-1					-1
Micropesidae												
Tabanidae												
Sphaeroceridae		-1										
Mycetophilidae	-1	0.99					-1					-1
Sciaridae							-1					
Phoridae												
Asteiidae												
Therevidae												
Bibionidae												
Tachinidae												
Rhagionidae												
Dixidae							1					
Dermaptera							-1					
Larvas s/d	-1	-1	-1	-1	0.69	-1	-1		-1		-1	-1
ARACHNIDA												
Pseudoscorpionidae												
Acari	-1	-1	-0.185	0.21	-1	1	0.97	-1	-0.401	-1	0.73	-1
Araneae	-1	-1	-1	-1	0.76	0.253	-1	-1	0.227	0.485	0.093	0.48
MALACOSTRACA												

	VC mar.	VC abr.	B nov.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T nov.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.
Isopoda												
BRANCHIOPODA												
Moinidae												
MOLLUSCA												
Gasteropoda												
<i>Omalonix unguis</i>				-1	-1	-1					-1	
Huevos s/d												
HIRUDINEA												

Tabla 34. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *D. sanborni* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios UNL, PC y PAV. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	UNL abr.	PC nov.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV feb.	PAV abr.
INSECTA								
Collembola								
Poduridae								
Entomobryidae	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Sminthuridae		-1	-1	-1	-1	-0.5	-0.6	
Orthoptera								
Larva Orthoptera								
Gryllidae						-1	-1	-1
Tettigoniidae	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Acrididae	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1
Paulinidae								
Tridactylidae						-1		
Tetrigidae						-1		
Proscopidae				-1				
Mantodea		-1		-1				
Blattaria		-1			-1			-1
Thysanoptera						-1		
Tripidae		-1		-1	-1	-1	-1	
Phlaeotripidae	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Hemiptera								
Larva Heteroptera		-1		-1	-1	-1	-1	-1
Berytidae						-1	-1	
Tingidae						-1	-1	
Plataspididae		-1	-1			-1		-1
Cydnidae								
Pyrrhocoridae				-1				
Coreidae				-1				
Pentatomidae		-1						-1
Reduviidae						-1		
Lygaeidae	-1			-1	-1	-1	-1	
Nabidae				-1		-1		
Hydrometridae								
Belostomatidae								
Miridae		1		-1	-1	-1	-1	-1
Anthocoridae				-1		-1		-1
Notonectidae								
Saldidae	-1							
Rhopalidae								
Schizopteridae								
Pleidae								

	UNL abr.	PC nov.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV feb.	PAV abr.
Larva Auchenorrhynch						-1		
Cicadellidae	-1	-1	-1	0.023	-1	0.02	0.9	-1
Cercopidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Aleyrodidae								
Psyllidae								
Aphididae		-1	-1	-1		-1	-1	-1
Membracidae	-1			-1	-1	-1	-1	-1
Odonata								
Libellulidae					-1	-1		
Coenagrionidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Lestidae								
Larva Odonata								
Neuroptera								
Chrysopidae								
Trichoptera				-1	-1	-1		
Lepidoptera								
Noctuidae		-1		-1		-1	-1	-1
Psychidae								
Larva Lepidoptera								
Coleoptera								
Larva Coleoptera	-1		-1	-1				-1
Buprestidae						-1		
Phalacridae				-1		-1		
Lampyridae						-1		
Carabidae	-1	-1				-1	-1	
Scolytidae								
Dytiscidae								
Hydrophilidae								
Staphilinidae		1		-1	-1	-1	-1	
Pselaphidae								
Elateridae		-1		-1				
Scarabaeidae	-1				-1			
Heteroceridae								
Coccinellidae	-1			-1	-1			
Chrysomelidae	0.99		-1	-1	-1	-1		-1
Curculionidae	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Mordellidae								
Erotylidae								
Monotomidae								
Anobiidae								
Cicindelidae								
Tenebrionidae	-1			-1				
Scydmaenidae	-1							
Cucujidae								
Bostrychidae								
Melyridae								
Meloidae								
Bruchidae								
Nitidulidae								
Ptinidae								
Anthicidae								

	UNL abr.	PC nov.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV feb.	PAV abr.
Lagriidae								
Cerambycidae								
Hymenoptera								
Braconidae	-1	-1	0.857	-1	-1	-1	-1	-1
Ichneumonidae				-1		-1	-1	
Chalcididae						-1		
Formicidae	-1	0.77		-1	-1	-1	0.955	-1
Chrysididae					-1	-1		-1
Serphidae								
Vespidae	-1							
Diptera						-1		
Chloropidae	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1
Muscidae	0.68	0.74	-1	-1	1	-0.1	0.375	-1
Sarcophagidae								
Calliphoridae	-1		-1		-1			-1
Culicidae	-1	0.52	0.66	0.93	-1	0.77	-0.5	-1
Psychodidae		-1			-1	-1		
Dolichopodidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Simuliidae			0.93		-1	-1	-1	
Otitidae	-1							-1
Tephritidae						-1	-1	
Syrphidae				-1		-1		
Tipulidae				-1	-1	-1		-1
Chironomidae	-1	-1	0.34	0.2	-1	0.72	-0.1	1
Stratiomyidae						-1		-1
Ephydriidae	-1			-1	-1	-1		
Ceratopogonidae				-1	-1	-1	-1	
Cecidomyiidae		-1		-1	-1	-1		
Agromyzidae					-1			
Empididae								
Sciomyzidae	-1		-1					
Asilidae				-1				-1
Micropesidae								
Tabanidae								
Sphaeroceridae	-1							
Mycetophilidae	-1		-1	1				-1
Sciaridae								
Phoridae								
Asteiidae								
Therevidae								
Bibionidae	-1							
Tachinidae								
Rhagionidae								
Dixidae								
Dermaptera								
Larvas s/d				-1	-1		-1	
ARACHNIDA								
Pseudoscorpionidae								
Acari		-1	1	-1	-1	0.63	1	-1
Araneae	-1	-1	-1	0.275	-1	-1	-1	-1
MALACOSTRACA								

	UNL abr.	PC nov.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV feb.	PAV abr.
Isopoda								
BRANCHIOPODA								
Moinidae								
MOLLUSCA								
Gasteropoda								
<i>Omalonix unguis</i>			-1		-1	-1	-1	
Huevos s/d								
HIRUDINEA								

Tabla 35. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *H. pulchellus* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios VC, B, PC, UNL y T. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	VC abr.	B ene.	B mar.	B abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC mar.	PC abr.	UNL nov.	UNL ene.	UNL abr.	T dic.	T mar.	T abr.
INSECTA															
Collembola															
Poduridae															
Entomobryidae		-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1	
Sminthuridae	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1				-1		-1
Orthoptera															
Larva Orthoptera															
Gryllidae	-1			-1		-1				-1	-1				-1
Tettigoniidae	0.668	-1	0.97	-1	-1	-1	0.97		-1			-1	-1	0.517	0.668
Acrididae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1			-1	-1	0.6	-1
Paulinidae															
Tridactylidae															
Tetrigidae															
Proscopidae									-1					-1	
Mantodea		-1			-1	-1			-1						
Blattaria	-1	-1		0.93	-1	0.882						-1	-1	-1	-1
Thysanoptera															
Tripidae			-1		-1	-1			-1	-1	-1	-1	-1	-1	
Phlaeotripidae	-1		-1	-1	-1				-1	-1		-1	-1	-1	-1
Hemiptera															
Larva Heteroptera	-1	-1	-1	-1	-1	-1			-1		-1	-1	-1	-1	-1
Berytidae	0.82									-1		-1	-1	-1	0.82
Tingidae												-1	-1	-1	
Plataspidae		-1	-1	-1	-1	-1	1	0.85			-1		-1	-1	
Cydnidae															
Pyrhocoridae															
Coreidae									-1						
Pentatomidae	0.91	-1	-1	-1	0.98	-1						-1		-1	0.91
Reduviidae		-1													
Lygaeidae		-1			1	-1			-1		-1	-1	-1	-1	
Nabidae									-1						
Hydrometridae															
Belostomatidae															
Miridae				-1		-1			-1		-1			-1	
Anthocoridae		-1		-1					-1		-1			-1	
Notonectidae															
Saldidae															
Rhopalidae															
Schizopteridae															
Pleidae															

	VC abr.	B ene.	B mar.	B abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC mar.	PC abr.	UNL nov.	UNL ene.	UNL abr.	T dic.	T mar.	T abr.
Larva Auchenorrhynch															
Cicadellidae	-0.067	-1	-1	-0.6	-1	-1	-1	0.263	-1	-1	-1	-1	0.04	-0.055	-0.067
Cercopidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Aleyrodidae															
Psyllidae	-1	-1	-1							-1					-1
Aphididae				0.579	-1			-1	-1	-1	-1	-1		-1	
Membracidae	-1		-1	-1		-1	-1		-1		-1			0.91	-1
Odonata															
Libellulidae	1		-1			-1	-1			-1		-1	1	0.827	1
Coenagrionidae	0.329	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.415	-1	-1		-1	-1	-1	0.329
Lestidae							-1			-1					
Larva Odonata															
Neuroptera															
Chrysopidae										-1				-1	
Trichoptera						1									
Lepidoptera															
Noctuidae	-1		-1	0.92	-1		-1		-1	-1	-1	-1		-1	-1
Psychidae												-1			
Larva Lepidoptera															
Coleoptera													1	1	
Larva Coleoptera	-1			-1				0.9	-1					0.858	-1
Buprestidae											1				
Phalacridae		-1				-1			-1		1	-1	-1		
Lampyridae	1														1
Carabidae	-1	-1	-1		-1				1					0.928	-1
Scolytidae															
Dytiscidae															
Hydrophilidae		-1				-1									
Staphilinidae		1							-1			-1	1	-1	
Pselaphidae		-1													
Elateridae	1				-1	0.962	1		-1						1
Scarabaeidae		-1				-1									
Heteroceridae															
Coccinellidae			-1						-1						
Chrysomelidae	0.427	-1	-1	-1		-1	-1	0.926	-1	-1	-1	-1		0.97	0.427
Curculionidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	0.749	-1	-1	-1	-1
Mordellidae		-1									-1				
Erotylidae						-1									
Monotomidae															
Anobiidae										-1					
Cicindelidae															
Tenebrionidae	-1			1					-1						-1
Scydmaenidae															
Cucujidae															
Bostrychidae													-1		
Melyridae															
Meloidae															
Bruchidae															
Nitidulidae															
Ptinidae															
Anthicidae															

	VC abr.	B ene.	B mar.	B abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC mar.	PC abr.	UNL nov.	UNL ene.	UNL abr.	T dic.	T mar.	T abr.
Lagriidae															
Cerambycidae											1				
Hymenoptera															
Braconidae	0.82	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1		-1	-1	-1	-1	0.82
Ichneumonidae		-1	-1						-1					-1	
Chalcididae													-1		
Formicidae	-1	-1	-1	0.938	-1	-1	-1		-1	0.68	-0.014	-1	0.84	0.182	-1
Chrysididae				-1		-1	-1				-1				
Serphidae															
Vespidae															
Diptera													1		
Chloropidae	-1	-1	-1	-1		-1		-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Muscidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Sarcophagidae	-1														
Calliphoridae	-1		-1	-1		-1		-1						-1	-1
Culicidae	-0.017	-1	-1	-1	-1	-1	-0.2	-0.276	0.89	-1	-1	0.62	-1	0.23	-0.017
Psychodidae		-1			-1	-1					-1	-1		-1	
Dolichopodidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Simuliidae	-1	-1	-1			-1	-1	-1		-1	-1				-1
Otitidae	0.82			-1		-1							-1	-1	0.82
Tephritidae		-1				-1	-1								
Syrphidae									-1					-1	
Tipulidae	0.538		-1	-1					-1	-1	-1	-1		-1	0.538
Chironomidae	-1	-1	-1	-1	0.06	-1	-0.1	-0.5	-0.5	0.32	-1	-1	-1	-0.7	-1
Stratiomyidae	-1			-1										-1	-1
Ephydriidae		-1					-1		-1			-1	-1		
Ceratopogonidae						-1			-1	-1		-1	-1		
Cecidomyiidae		-1	-1		-1	-1			-1	-1	-1	-1		-1	
Agromyzidae		-1				-1				-1					
Empididae															
Sciomyzidae		-1						-1				-1			
Asilidae				-1					-1	-1				-1	
Micropesidae										-1					
Tabanidae															
Sphaeroceridae											-1				
Mycetophilidae	0.91			-1				0.856			-1			0.018	0.91
Sciaridae											-1				
Phoridae											-1				
Asteiidae											-1				
Therevidae															
Bibionidae															
Tachinidae															
Rhagionidae															
Dixidae															
Dermaptera									1				1	1	
Larvas s/d	-1		-1	1		-1	-1		0.961	-1			-1	-1	-1
ARACHNIDA															
Pseudoscorpionidae															
Acari	0.82	-1	-1	-1	-1	0.645	-1	1	-1	-1	-1	0.92	0.43	-0.215	0.82
Araneae	-0.261	-1	0.96	-1	-1	-1	-1	0.309	0.87	0.2	0.91	0.75	-1	0.57	-0.261
MALACOSTRACA															

	VC abr.	B ene.	B mar.	B abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC mar.	PC abr.	UNL nov.	UNL ene.	UNL abr.	T dic.	T mar.	T abr.
Isopoda					1									1	
BRANCHIOPODA															
Moinidae															
MOLLUSCA															
Gasteropoda															
<i>Omalonix unguis</i>		-1	-1				-1	-1					-1		
Huevos s/d															
HIRUDINEA								1						1	

Tabla 36. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *H. punctatus* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios VC, B, y T. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T mar.
INSECTA	1									
Collembola										
Poduridae										
Entomobryidae	-1	-1		1	-1	-1	-1	-1	1	-1
Sminthuridae	-1	-1	-1	-1	0.32	-1	-1	-1	1	-1
Orthoptera										
Larva Orthoptera										
Gryllidae	0.92	-1		-1			-1			
Tettigoniidae	-1	0.686	-1	-1	-1	0.15	-1	-1	-1	-1
Acrididae	-1		0.77	-0.819		-1	-1	0.93	-1	0.67
Paulinidae										
Tridactylidae										
Tetrigidae										
Proscopidae										
Mantodea						-1				
Blattaria				-1	-1	-1	-1			-1
Thysanoptera										
Tripidae	-1	-1	-1		-1		-1	-1		-1
Phlaeotripidae	-1	-1		-1	-1		-1	-1		-1
Hemiptera										
Larva Heteroptera	-1	-1		-1	-1	-1	-1	0.885		-1
Berytidae				-1						
Tingidae							-1			-1
Plataspididae	-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1		-1
Cydnidae										
Pyrrocoridae										
Coreidae										
Pentatomidae	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1		
Reduviidae	-1					-1				
Lygaeidae	-1	-1			-1	-1	-1			-1
Nabidae										
Hydrometridae										
Belostomatidae		-1								
Miridae		-1								
Anthocoridae						1	-1			
Notonectidae						-1				
Saldidae										
Rhopalidae										
Schizopteridae										
Pleidae		-1								

	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T mar.
Larva Auchenorrhynch										
Cicadellidae	-1	-1	0.289	-0.819	-1	-1	-1	0.215	-1	-1
Cercopidae	-1	-1		-0.451	-1	-1	-1	-1	-0.333	-1
Aleyrodidae										
Psyllidae		-1	0.68	-1		-1	-1	-1	-1	
Aphididae		-1			-1		-1		-1	
Membracidae	-1	-1	-1	-1				-1		
Odonata										
Libellulidae		1	-1				-1	0.974		
Coenagrionidae	-1	-1		-0.377	-1	0.138	-1	-1		-1
Lestidae										
Larva Odonata										
Neuroptera										
Chrysopidae										
Trichoptera	-1									
Lepidoptera										
Noctuidae			1	-1				-1		
Psychidae										
Larva Lepidoptera										
Coleoptera										
Larva Coleoptera				-1						
Buprestidae										
Phalacridae			-1		-1	-1				-1
Lampyridae			1							
Carabidae	-1		-1	-1		-1	-1	-1		
Scolytidae										
Dytiscidae										
Hydrophilidae						-1				
Staphilinidae						-1				
Pselaphidae						-1				
Elateridae										
Scarabaeidae		-1				-1				
Heteroceridae										
Coccinellidae								-1		
Chrysomelidae	-1		-1	-0.077	1	-1	-1	-1		
Curculionidae			-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.95
Mordellidae	-1					-1				
Erotylidae										
Monotomidae										
Anobiidae										
Cicindelidae										
Tenebrionidae		-1		-1						
Scydmaenidae										
Cucujidae						1				
Bostrychidae										-1
Melyridae										
Meloidae										
Bruchidae										
Nitidulidae										
Ptinidae										
Anthicidae		-1								

	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T mar.
Lagriidae										
Cerambycidae										
Hymenoptera										
Braconidae		-1		0.395		-1	-1	-1		-1
Ichneumonidae	-1		-1			-1		-1		
Chalcididae										-1
Formicidae	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1		-1
Chrysididae										
Serphidae										
Vespidae										
Diptera		-1								
Chloropidae	-1		0.573	0.199		-1		-1	-1	-1
Muscidae	-0.1	-1	-1	0.52	-1	-0.6	-1	-1	-0.508	-1
Sarcophagidae				0.686			-1			
Calliphoridae	-1		0.763	-0.436				-1	-1	
Culicidae	-1	-1	-0.4	0.121	0.7	-1	-1	0.7	-1	-1
Psychodidae	-1			1	-1	-1				
Dolichopodidae	-0.2	-1	-0.235	0.277	-1	-0.5	-1	-1	0.96	-1
Simuliidae	-1		-1	0.068		-1	-1	-1		
Otitidae				-1			-1			-1
Tephritidae			-1			-1				
Syrphidae	-1									
Tipulidae				-1	-1	1		0.974		1
Chironomidae	0.16	-1	-0.129	-0.5	0.46	-1	-1	-1	-1	-0.2
Stratiomyidae				-1						
Ephydriidae	-1	0.785			-1	-1				-1
Ceratopogonidae										-1
Cecidomyiidae	-1	-1				-1		-1		
Agromyzidae	0.883		-1			-1				
Empididae										
Sciomyzidae					-1	0.708	-1			
Asilidae										
Micropesidae										
Tabanidae										
Sphaeroceridae										
Mycetophilidae				0.91					1	
Sciaridae										
Phoridae										
Asteiidae										
Therevidae										
Bibionidae										
Tachinidae										
Rhagionidae										
Dixidae										
Dermaptera										
Larvas s/d	-1	-1	-0.067	0.068	-1		-1	-1	-1	-1
ARACHNIDA										
Pseudoscorpionidae										
Acari	-1	0.9	0.763	0.553	0.71	0.98	1	0.27		-1
Araneae	0.566	-1	0.72	-0.764	-1	-0.029	-1	-1	-1	-1
MALACOSTRACA										

	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B dic.	B ene.	B feb.	B mar.	B abr.	T mar.
Isopoda						1				
BRANCHIOPODA										
Moinidae										
MOLLUSCA										
Gasteropoda										
<i>Omalonix unguis</i>		-1				-1	-1	-1	-1	-1
Huevos s/d										
HIRUDINEA										

Tabla 37. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *H. punctatus* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios PC y PAV. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
INSECTA									
Collembola									
Poduridae									
Entomobryidae	-1	-1	-1	-1		-1	-0.6	-1	-1
Sminthuridae	-1	0.58	-0.7	-1	-1	-1	-0.5	-0.7	-1
Orthoptera									
Larva Orthoptera									
Gryllidae		-1	-1			-1	0.777	-1	-1
Tettigoniidae	-1	-0.5	-0.525	-1		-1	0.906	-1	-1
Acrididae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1	-1
Paulinidae									
Tridactylidae						-1	-1		
Tetrigidae						-1			
Proscopidae							-1		
Mantodea	-1	-1	-1						
Blattaria	-1	-1	-1						1
Thysanoptera						-1			
Tripidae	-1	-1	-1			-1	-1	-1	-1
Phlaeotripidae	-1		-1			-1	-1	-1	-1
Hemiptera									
Larva Heteroptera	-1	-1	-1			-1	-1	-1	-1
Berytidae			-1			-1		-1	-1
Tingidae			-1			-1		-1	
Plataspidae	-1	-1	-1		-1	-1			
Cydnidae									
Pyrrhocoridae									
Coreidae									
Pentatomidae	-1	-1	-1						
Reduviidae						-1	-1		
Lygaeidae		-1	0.24			-1	-1	-1	-1
Nabidae			-1			-1			-1
Hydrometridae									
Belostomatidae			-1						
Miridae		-1				-1	-1	-1	-1
Anthocoridae			-1			-1			
Notonectidae			-1						
Saldidae									
Rhopalidae									
Schizopteridae									
Pleidae									

	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Larva Auchenorrhynch			-1			-1			
Cicadellidae	-1	-0.025	-0.7	-1	-1	-1	0.76	0.47	-0.1
Cercopidae	-1	-1	-1	0.776	0.58	-1	-0.343	-1	-1
Aleyrodidae									
Psyllidae			-1				-1		
Aphididae	-1		0.411		-1	-1	0.674	0.879	-1
Membracidae		-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1
Odonata									
Libellulidae		-1	0.96	-1		-1	1		-1
Coenagrionidae	0.89	-0.529	0.86	0.442	-1	-1	0.759	-0.4	-1
Lestidae				-1					
Larva Odonata									
Neuroptera									
Chrysopidae			-1						-1
Trichoptera		-1	-1			-1			
Lepidoptera									
Noctuidae	-1	1	1	-1		-1		-1	
Psychidae									
Larva Lepidoptera									
Coleoptera		1	1						
Larva Coleoptera			-1		-1				-1
Buprestidae						-1			
Phalacridae		-1	-1			-1	-1		-1
Lampyridae				1	1	-1			1
Carabidae	-1		0.715			-1		-1	
Scolytidae									
Dytiscidae									
Hydrophilidae		-1							
Staphilinidae			-1			-1	0.859	-1	
Pselaphidae									
Elateridae	-1	0.943	-1				-1		
Scarabaeidae		-1							
Heteroceridae									
Coccinellidae									
Chrysomelidae	1	0.155	-1	-1	-1	-1	-1		0.647
Curculionidae	-1	-1	-1	-1		-1		-1	-1
Mordellidae			-1				-1		
Erotylidae	1	-1							
Monotomidae									
Anobiidae									
Cicindelidae									
Tenebrionidae									
Scydmaenidae									
Cucujidae			-1						
Bostrychidae									
Melyridae									
Meloidae									
Bruchidae									
Nitidulidae									
Ptinidae									
Anthicidae									

	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Lagriidae									
Cerambycidae									
Hymenoptera									
Braconidae	-1	0.634	0.87		-1	-1	-1	-1	0.647
Ichneumonidae						-1		-1	
Chalcididae			-1			-1			
Formicidae	-1	0.744	-1	-1		-1	-0.31	-1	
Chrysididae		0.466		-1		-1	-1		
Serphidae									
Vespidae									
Diptera									
Chloropidae		0.292	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Muscidae	0.59	-0.4	-0.252	-1	-1	-1	-0.042	0.42	0.86
Sarcophagidae			0.775						
Calliphoridae		-1	-1		0.77				0.349
Culicidae	0.7	0.36	0.65	-0.2	0.17	-1	-1	-1	-0.1
Psychodidae	-1	-1				-1			-1
Dolichopodidae	0.839	-0.53	0.004	-0.043	-1	-1	-1	0.557	-0.8
Simuliidae		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Otitidae		-1							
Tephritidae		-1		-1		-1	-1	-1	
Syrphidae			1			-1			
Tipulidae			-1			-1			-1
Chironomidae	-0.6	0.54	-0.083	0.54	0.58	-1	-1	-0.7	-1
Stratiomyidae			-1			-1			1
Ephydriidae		1	-1	-1		-1			
Ceratopogonidae		-1				-1		-1	
Cecidomyiidae	-1	-1	-1			-1			
Agromyzidae		-1	-1						
Empididae									1
Sciomyzidae					-1		-1		-1
Asilidae									
Micropesidae									
Tabanidae									
Sphaeroceridae			-1						
Mycetophilidae					-1				1
Sciaridae			-1						-1
Phoridae									
Asteiidae									
Therevidae									
Bibionidae									
Tachinidae									
Rhagionidae									1
Dixidae									
Dermaptera									
Larvas s/d		0.834		0.776			-1	-1	
ARACHNIDA									
Pseudoscorpionidae									
Acari	0.09	0.77	0.43	-1		1	-0	1	-1
Araneae	-1	0.66	-0.07	0.314	-1	-1	0.74	0.95	0.359
MALACOSTRACA									

	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Isopoda									
BRANCHIOPODA									
Moinidae									
MOLLUSCA									
Gasteropoda									
<i>Omalonix unguis</i>				-1	-1	-1		-1	-1
Huevos s/d									
HIRUDINEA									

Tabla 38. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *H. raniceps* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios VC, B, PAV, PC, UNL y T. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	VC nov.	VC abr.	B feb.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	UNL ene.	T mar.	T abr.
INSECTA															
Collembola															
Poduridae															
Entomobryidae	-1		-0.5	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Sminthuridae		-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1		-1		
Orthoptera															
Larva Orthoptera															
Gryllidae	-1	-1	-1			0.91	-1	1	-1	-1		-1			-1
Tettigoniidae	-1	-1	0.335	-1	-1	0.881	-1	0.078	-1	0.77	0.98		-1	-1	-1
Acrididae	-1	-1	-1		-1	0.8	-1	-1	0.97	-1	0.94		0.71	0.8	-1
Paulinidae															
Tridactylidae															
Tetrigidae															
Proscopidae														-1	
Mantodea				-1				-1	-1	-1					
Blattaria	0.98	-1	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1			-1	-1	0.98
Thysanoptera															
Tripidae			-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1		-1	-1	-1	
Phlaeotripidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1		-1	-1	-1	-1
Hemiptera															
Larva Heteroptera	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1			-1	-1	-1
Berytidae		-1				-1				-1		-1			
Tingidae	-1		-1							-1			-1	-1	-1
Plataspididae	-1		-1	-1			-1	-1	-1	-1			-1	-1	-1
Cydnidae															
Pyrrhocoridae															
Coreidae				-1											
Pentatomidae		-1	-1	-1		1	-1	-1	-1	-1				-1	
Reduviidae															
Lygaeidae	-1		-1	-1	-1	-1			-1	-1			-1	-1	-1
Nabidae						-1				-1					
Hydrometridae															
Belostomatidae															
Miridae			-1	-1	-1	-1	-1		-1					-1	
Anthocoridae				-1		-1	-1			-1				-1	
Notonectidae										-1					
Saldidae															
Rhopalidae															
Schizopteridae															
Pleidae															

	VC nov.	VC abr.	B feb.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	UNL ene.	T mar.	T abr.
Larva Auchenorrhynch:										-1					
Cicadellidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Cercopidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Aleyrodidae															
Psyllidae		-1	-1							-1		-1			
Aphididae	-1		-1	-1		-1	-1	-1		-1		-1		-1	-1
Membracidae	-1	-1		-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1			-1	-1
Odonata															
Libellulidae			-1	-1	-1	-1			-1	-1	-1	-1		-1	
Coenagrionidae		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	
Lestidae											-1	-1			
Larva Odonata															
Neuroptera															
Chrysopidae						-1				-1		-1		-1	
Trichoptera					-1				-1	-1					
Lepidoptera															
Noctuidae	-1	-1		-1			-1	-1			-1	-1		-1	-1
Psychidae															
Larva Lepidoptera															
Coleoptera												1			
Larva Coleoptera	-1	-1		-1		0.741	-1			-1				-1	-1
Buprestidae															
Phalacridae	-1			-1		-1			-1	-1			-1		-1
Lampyridae															
Carabidae	-1	-1	-1	-1				-1		-1				-1	-1
Scolytidae															
Dytiscidae															
Hydrophilidae									-1						
Staphilinidae	-1			-1	-1					-1				-1	-1
Pselaphidae															
Elateridae	-1			-1		1		-1	-1	-1					-1
Scarabaeidae					-1				-1						
Heteroceridae															
Coccinellidae	-1				-1										-1
Chrysomelidae	-1	-1	-1	-1	-1	0.844	-1		-1	-1	-1	-1		-1	-1
Curculionidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Mordellidae				-1						-1					
Erotylidae									-1						
Monotomidae															
Anobiidae												-1			
Cicindelidae															
Tenebrionidae	-1	-1					1								-1
Scydmaenidae	-1														-1
Cucujidae										-1					
Bostrychidae													-1		
Melyridae															
Meloidae															
Bruchidae															
Nitidulidae															
Ptinidae															
Anthicidae															

	VC nov.	VC abr.	B feb.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	UNL ene.	T mar.	T abr.
Lagriidae															
Cerambycidae															
Hymenoptera															
Braconidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1			-1	-1	-1
Ichneumonidae				-1						-1			-1	0.99	
Chalcididae				-1	0.96		1	0.67	-1	-1	-1	0.68	-1	-1	0.4
Formicidae	0.4	-1	-1	-1	-1		-1		-1		-1		-1	-1	-1
Chrysididae	-1			-1	-1		-1		-1		-1				
Serphidae															
Vespidae															
Diptera															
Chloropidae	-1	-1		-1	-1	-1	-1		-1	-1			-1	-1	-1
Muscidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Sarcophagidae		-1	-1							-1					
Calliphoridae		-1		-1	-1	-1	-1		-1	-1				-1	
Culicidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Psychodidae				-1	-1	-1		-1	-1					-1	
Dolichopodidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1
Simuliidae		-1	-1		-1	-1			-1	-1	-1	-1			
Otitidae		-1	-1				-1		-1				-1	-1	
Tephritidae									-1		-1				
Syrphidae														-1	
Tipulidae		-1		-1	-1	-1	-1			-1		-1		-1	
Chironomidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Stratiomyidae		-1		-1			-1			-1				-1	
Ephydriidae	-1			-1	-1					-1	-1		-1		-1
Ceratopogonidae					-1				-1			-1	-1		
Cecidomyiidae				-1	-1			-1	-1	-1		-1		-1	
Agromyzidae				-1	-1				-1	-1		-1			
Empididae															
Sciomyzidae			-1			-1									
Asilidae				-1			-1					-1		-1	
Micropesidae												-1			
Tabanidae															
Sphaeroceridae	-1									-1					-1
Mycetophilidae		-1		-1			-1							-1	
Sciaridae				-1		-1				-1					
Phoridae															
Asteiidae															
Therevidae															
Bibionidae															
Tachinidae															
Rhagionidae															
Dixidae															
Dermaptera				-1		1									
Larvas s/d	0.96	-1	-1	1	-1				-1		-1	-1	-1	-1	0.96
ARACHNIDA															
Pseudoscorpionidae															
Acari	0.82	0.99	0.88	-1	0.97	-1	-1	0.65	0.94	0.87	-1	-1	-1	0.89	0.82
Araneae	-1	0.85	0.63	-1	0.92	0.57	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.99	0.57	-1
MALACOSTRACA															

	VC nov.	VC abr.	B feb.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV abr.	PC nov.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	UNL ene.	T mar.	T abr.
Isopoda	-1														-1
BRANCHIOPODA															
Moinidae															
MOLLUSCA															
Gasteropoda															
<i>Omalonix unguis</i>			-1		-1	-1					-1		-1		
Huevos s/d															
HIRUDINEA															

Tabla 39. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *S. nasicus* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios VC, PAV, PC, UNL y T. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	VC ene.	VC mar.	VC abr.	PAV abr.	PC nov.	PC abr.	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	T mar.
INSECTA													
Collembola													
Poduridae													
Entomobryidae	-1	1		-1	-1		-1	-1	-1	-1	0.44	0.663	-0.4
Sminthuridae	-1	-1	1	-1		-1	-1	-1					-1
Orthoptera													
Larva Orthoptera													
Gryllidae	-1		-1	-1	-1				-1			-1	
Tettigoniidae	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1			-1		-1
Acrididae	-1	0.82	-1	-1	-1	-1	-1				0.93		0.56
Paulinidae													
Tridactylidae													
Tetrigidae													
Proscopidae							-1						
Mantodea													
Blattaria													
		1	-1		-1			-1			1		0.932
Thysanoptera													
Tripidae	-1	-1		-1			-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Phlaeotripidae	-1		-1	-1	-1		-0.3	-1	-1	-1			-1
Hemiptera													
Larva Heteroptera													
Berytidae	-1		-1	-1	-1		-1	-1		-1		-1	-1
Tingidae			-1	-1				-1	-1				
Plataspididae	-1	-1			-1	-1				-1		-1	-1
Cydnidae													
Pyrrhocoridae													
Coreidae							-1						
Pentatomidae	-1	-1	-1		-1								
Reduviidae	-1												
Lygaeidae	-1			-1			-1	-1				-1	-1
Nabidae		1		-1			-1				0.827		1
Hydrometridae													
Belostomatidae													
Miridae				-1	-1		-1	1		-1		-1	
Anthocoridae				-1	-1		-1					-1	
Notonectidae													
Saldidae													
Rhopalidae													
Schizopteridae													
Pleidae													

	VC ene.	VC mar.	VC abr.	PAV abr.	PC nov.	PC abr.	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	T mar.
Larva Auchenorrhynch													
Cicadellidae	-1	-0.115	-1	0.1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-0.6
Cercopidae	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.87	-1	0.13
Aleyrodidae													
Psyllidae		-1	-1						-1	-1	-1		
Aphididae				-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		0.401	
Membracidae	-1	-1	-1	-1	-1		-1		-1	-1		-1	
Odonata													
Libellulidae		-1		-1					-1				
Coenagrionidae	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1
Lestidae									-1				
Larva Odonata													
Neuroptera													
Chrysopidae				-1					-1				
Trichoptera	-1						-1	-1					
Lepidoptera													
Noctuidae			-1	1	-1		0.982	-1	1	0.98	-1	0.901	
Psychidae													
Larva Lepidoptera													
Coleoptera		1									1		1
Larva Coleoptera			-1	-1	-1	-1	-1	1					
Buprestidae													
Phalacridae		-1		-1			-1						-1
Lampyridae													
Carabidae	-1	0.531	-1								1		1
Scolytidae													
Dytiscidae													
Hydrophilidae													
Staphilinidae							-1			-1			
Pselaphidae													
Elateridae							-1	1		-1		1	
Scarabaeidae													
Heteroceridae													
Coccinelidae							-1	-1					
Chrysomelidae	-1	-1	-1	0.93	-1	1	-1	1	-1			0.561	
Curculionidae		0.531	-1	-1	-1		-1		-1	-1	0.672	-1	0.81
Mordellidae	-1											-1	
Erotylidae													
Monotomidae													
Anobiidae									-1				
Cicindelidae													
Tenebrionidae			-1				-1						
Scydmaenidae													
Cucujidae													
Bostrychidae													-1
Melyridae													
Meloidae													
Bruchidae													
Nitidulidae													
Ptinidae													
Anthicidae													

	VC ene.	VC mar.	VC abr.	PAV abr.	PC nov.	PC abr.	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	T mar.
Lagriidae													
Cerambycidae													
Hymenoptera													
Braconidae			-1	-1	-1	-1	-1	-1			-1	-1	-1
Ichneumonidae	-1	0.233					-1						
Chalcididae								-1					-1
Formicidae	-1	0.033	-1		1		0.97	-0.046	-1	-0.063	-0.801	-0.642	0.405
Chrysididae					-1							-1	
Serphidae													
Vespidae													
Diptera													
Chloropidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1					-1	-1
Muscidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1
Sarcophagidae			-1										
Calliphoridae	-1	-1	-1	-1	-1	-1							
Culicidae	-1	-0.5	-1	0.78	-1	-1	-1	-1	-1	-0.5	-1	0.55	0.247
Psychodidae	-1			-1				-1				-1	
Dolichopodidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1		0.217	-1
Simuliidae	0.93	-0.31	-1	-1		-1			-1	-1	-1	-1	
Otitidae			-1		-1								-1
Tephritidae		-1									-1		
Syrphidae	-1						-1					1	
Tipulidae			-1	-1	-1		-1	-1	-1			0.076	
Chironomidae	-1	0.25	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-0.7	-0.4	-0.7	-0.2
Stratiomyidae			-1		-1								
Ephydriidae	-1						0.994				-1		-1
Ceratopogonidae							-1	-1	-1				-1
Cecidomyiidae	-1						-1	-1	-1			0.217	
Agromyzidae	-1	-1						-1	-1				
Empididae													
Sciomyzidae				-1		-1							
Asilidae					-1		-1		-1				
Micropesidae									-1				
Tabanidae													
Sphaeroceridae												-1	
Mycetophilidae			-1		-1	-1						-1	
Sciaridae				-1								-1	
Phoridae												-1	
Asteiidae												-1	
Therevidae													
Bibionidae													
Tachinidae													
Rhagionidae													
Dixidae													
Dermaptera													
Larvas s/d	-1	-0.446	-1				0.952	1 0.914	-1	-1	1		0.932
ARACHNIDA													
Pseudoscorpionidae													
Acari	-1	0.531	-1	-1	0.99		0.78	-1	-1	-1	-0.097	-1	-0.331
Araneae	0.97	0.241	-1	-1	-1	-1	0.9	0.88	-1	0.9	-0.4	-0.331	0.448
MALACOSTRACA													

	VC ene.	VC mar.	VC abr.	PAV abr.	PC nov.	PC abr.	UNL nov.	UNL dic.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	T mar.
Isopoda		1									1	1	1
BRANCHIOPODA													
Moinidae													
MOLLUSCA													
Gasteropoda													
<i>Omalonix unguis</i>				-1		-1							-1
Huevos s/d													
HIRUDINEA													

Tabla 40. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *S. squalirostris* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios VC, B, PAV, PC, UNL y T. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	VC abr.	B dic.	B ene.	PAV nov.	PC nov.	PC dic.	PC mar.	PC abr.	UNL nov.	UNL dic.	UNL mar.	T feb.
INSECTA												
Collembola												
Poduridae												
Entomobryidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-0.3	-1	-1	-1
Sminthuridae		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1			-1
Orthoptera												
Larva Orthoptera												
Gryllidae			-1			-1				-1	-1	
Tettigonidae	-1	-0.5	-1	-1	-1	-1		-1	-1			-1
Acrididae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1				-1
Paulinidae												
Tridactylidae												
Tetrigidae												
Proscopidae								-1				
Mantodea		-1			-1	-1		-1				
Blattaria	-1	0.907	-1	-1	-1	-1			0.969			-1
Thysanoptera												
Tripidae			-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	0.97
Phlaeotripidae			-1	-1	-1			-1	-1	-1		-1
Hemiptera												
Larva Heteroptera	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1		-1	-1
Berytidae									-1	-1		
Tingidae			-1							-1		-1
Plataspididae		-1	-1		-1	-1	-1				-1	-1
Cydnidae												
Pyrrhocoridae												
Coreidae								-1				
Pentatomidae		-1	-1		-1	-1						
Reduviidae		-1										
Lygaeidae		-1	0.92	-1		-1		-1	-1		-1	-1
Nabidae	-1							-1				
Hydrometridae												
Belostomatidae												
Miridae	-1		-1	-1		-1		-1			-1	
Anthocoridae	-1	-1						-1			-1	
Notonectidae												
Saldidae												
Rhopalidae												
Schizopteridae												
Pleidae												

	VC abr.	B dic.	B ene.	PAV nov.	PC nov.	PC dic.	PC mar.	PC abr.	UNL nov.	UNL dic.	UNL mar.	T feb.
Larva Auchenorrhynch												
Cicadellidae	-1	-1	0.55	-1	0.73	-1	-1	-1	-1	-1	0.349	-1
Cercopidae	0.769	-1	0.96	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-0.129	0.6
Aleyrodidae												
Psyllidae		-1	-1							-1		
Aphididae	-1		-1		-1		-1	-1	-1	-1	-1	
Membracidae	-1			-1		-1		-1			-1	
Odonata												
Libellulidae			-1	-1		-1				-1		
Coenagrionidae		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1	-1
Lestidae										-1		
Larva Odonata												
Neuroptera												
Chrysopidae										-1		
Trichoptera		1		-1		-1		-1	-1			
Lepidoptera												
Noctuidae	-1				-1			-1	-1	-1	-1	
Psychidae												
Larva Lepidoptera												
Coleoptera												
Larva Coleoptera	-1						-1	-1				
Buprestidae												
Phalacridae		-1				-1		-1				-1
Lampyridae												
Carabidae		-1	-1		-1							
Scolytidae												
Dytiscidae												
Hydrophilidae	-1	-1				-1						
Staphilinidae	-1	-1		-1				-1				
Pselaphidae		-1										
Elaeidae					-1	-1		-1				
Scarabaeidae	-1	-1		-1		-1						
Heteroceridae												
Coccinellidae				-1				-1	-1			
Chrysomelidae	-1	-1	-1	-1		-1	-1	0.99		-1	-1	
Curculionidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1		-1	-1	-1
Mordellidae		-1									-1	
Erotylidae						-1						
Monotomidae												
Anobiidae										-1		
Cicindelidae												
Tenebrionidae	-1							-1				
Scydmaenidae												
Cucujidae												
Bostrychidae												-1
Melyridae												
Meloidae												
Bruchidae												
Nitidulidae												
Ptinidae												
Anthicidae												

	VC abr.	B dic.	B ene.	PAV nov.	PC nov.	PC dic.	PC mar.	PC abr.	UNL nov.	UNL dic.	UNL mar.	T feb.
Lagriidae												
Cerambycidae												
Hymenoptera												
Braconidae	-1	-1	0.98	-1	-1	0.97	1	-1	-1		-1	-1
Ichneumonidae		-1					1	-1				
Chalcididae									0.926			-1
Formicidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1	0.23	-1
Chrysididae	-1			-1		-1					-1	
Serphidae												
Vespidae												
Diptera												
Chloropidae	-1	-1		-1		-1	-1	-1			-1	-1
Muscidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Sarcophagidae		1	-1									
Calliphoridae				-1		-1	-1					
Culicidae	-0.7	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.91	0.17	-1	-0.1	-1
Psychodidae		-1		-1	-1	-1			-1		-1	
Dolichopodidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		0.75	-1
Simuliidae	1	-1	-1	-1		-1	-1			-1	0.826	
Otitidae			-1			-1						-1
Tephritidae	-1	-1				-1					1	
Syrphidae								-1				
Tipulidae	0.822			-1				-1	-1	-1	-1	
Chironomidae	0.92	-1	-1	-1	-1	0.95	-1	-1	-1	-1	-0.3	-1
Stratiomyidae												
Ephydriidae	-1	-1		-1				-1	1			-1
Ceratopogonidae	-1			-1		-1		-1	-1	-1		-1
Cecidomyiidae		-1		-1	0.95	-1		-1	-1	-1	-1	
Agromyzidae		-1		-1		-1			-1	-1		
Empididae												
Sciomyzidae	-1	0.98	-1				-1					
Asilidae								-1				
Micropesidae										-1		
Tabanidae										-1		
Sphaeroceridae	-1										-1	
Mycetophilidae	-1						-1		1		-1	
Sciaridae											-1	
Phoridae											-1	
Asteiidae											-1	
Therevidae												
Bibionidae												
Tachinidae												
Rhagionidae												
Dixidae												
Dermaptera												
Larvas s/d	-1		-1	-1		-1		-1	-1	-1		-1
ARACHNIDA												
Pseudoscorpionidae												
Acari	0.92	0.907	0.3	-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Araneae	0.8	0.78	-1	1	0.99	-1	0.89	-1	0.88	1	0.63	0.91
MALACOSTRACA												

	VC abr.	B dic.	B ene.	PAV nov.	PC nov.	PC dic.	PC mar.	PC abr.	UNL nov.	UNL dic.	UNL mar.	T feb.
Isopoda					1				1			
BRANCHIOPODA												
Moinidae												
MOLLUSCA												
Gasteropoda												
<i>Omalonix unguis</i>		-1	-1	-1			-1					-1
Huevos s/d												
HIRUDINEA												

Tabla 41. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *P. limellum* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios VC, B y T. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B dic.	B feb.	B mar.	B abr.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
INSECTA			1												
Collembola															
Poduridae				1								1			
Entomobryidae	-1	-1	-1	-0.539	1	1	-1	-1	-1		-1	-1	-0.8	-0.9	-0.65
Sminthuridae		0.13	0.99	0.63	0.94	0.71	-1	-0.514	-1	1		-0.165	0.759	0.967	1
Orthoptera															
Larva Orthoptera															
Gryllidae	-1		-0.647	0.084	1	-1		-1				-1			
Tettigonidae	-1	-1	-0.929	-1	-1	-1	-0.3	-0.362	-1	-1	-1	-1	-0.9	-1	-1
Acrididae	-1	1	-1	1	-1	-1		0.99	-1	-1	-1	0.435	-0.363	-1	-0.007
Paulinidae															
Tridactylidae															
Tetrigidae															
Proscopidae												-1			-1
Mantodea		-1													
Blattaria	-1	-1				-1	-1	-1			-1		-1	-1	-1
Thysanoptera															
Tripidae		-0.052	-0.222	0.497	0.19		-1	-0.527	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Phlaeotripidae	0.075	-1	-0.518	0.403	1	0.285	-1	0.148	-1		-1	-1	-1	-1	-1
Hemiptera			1		1							1			
Larva Heteroptera	-1	-0.194	-1	0.652	1	0.285	-1	0.343	-1		-1	0.145	0.269	0.869	-1
Berytidae						0.567					-1	-1			
Tingidae	-1							-1			-1	-1	-1	-1	-1
Plataspidae	-1		-1	-1	-1		-1	-1	-1				-1	-1	-1
Cydnidae															
Pyrrhocoridae															
Coreidae															
Pentatomidae		1	-1		-0.012	0.285	-1	-1	-1		-1				-1
Reduviidae			-1												
Lygaeidae	0.58		-0.022	0.929			-1	0.462			-1	0.406		-1	0.9
Nabidae													0.89		
Hydrometridae															
Belostomatidae				-1					1				1		
Miridae	1	-1		-0.123				-1					-1		0.142
Anthocoridae		1		1											0.868
Notonectidae															
Saldidae															
Rhopalidae															
Schizopteridae															
Pleidae				-1											

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B dic.	B feb.	B mar.	B abr.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Larva Auchenorrhynch		1													
Cicadellidae	-1	-0.018	-0.425	-0.128	-0.159	0.069	-1	0.416	-1	0.71	-1	-0.716	-0.086	-0.4	-0.477
Cercopidae	-1	1	-0.681	-0.644		-0.255	-1	0.69	-1	-1	-1	-1	-0.172	-0.6	-0.281
Aleyrodidae															
Psyllidae				-1	-1	0.697		0.036	-1	-1					
Aphididae	-1	-0.785		-0.6			-1	0.688		-1	-1	-1	-1		-0.799
Membracidae	-1	-1	-1	-1	-0.828	-1			-1			-1	1		-1
Odonata															
Libellulidae					-1			-1	-1		-1	-1	-1		-1
Coenagrionidae	1	0.799	0.448	0.144	1	0.183	-1	0.673	-1		-1	0.043	0.49	0.819	0.702
Lestidae															
Larva Odonata		1	1												
Neuroptera															
Chrysopidae															-1
Trichoptera		-1	-1	1								0.937			
Lepidoptera															
Noctuidae	-1	-1				-1			-1		-1	1	0.867		-0.239
Psychidae											-1				
Larva Lepidoptera															
Coleoptera	1		1									1			
Larva Coleoptera	0.242	1	1		1	-0.169		1					1		0.553
Buprestidae															
Phalacridae	-1	-1			-1		-1				-1	-1	-1	0.561	
Lampyridae															
Carabidae	-1		-1		-1	-1		-1	-1						0.553
Scolytidae															
Dytiscidae															
Hydrophilidae			1		1							0.854	0.81		
Staphilinidae	-1			1							-1		1		-1
Pselaphidae															
Elateridae	-1														
Scarabaeidae				-1											
Heteroceridae															
Coccinellidae	-1								-1						
Chrysomelidae	-0.85	0.84	-1	1	-0.788	-1		0.285	0.98		-1	-0.126	0.749	1	0.891
Curculionidae	-0.786	-1			-0.346	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Mordellidae			-1												
Erotylidae															
Monotomidae															
Anobiidae															
Cicindelidae													0.397		
Tenebrionidae	-1			-1		-1									
Scydmaenidae	-1														
Cucujidae															
Bostrychidae														-1	
Melyridae															
Meloidae															
Bruchidae															
Nitidulidae															
Ptinidae															
Anthicidae				-1											

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B dic.	B feb.	B mar.	B abr.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Lagriidae															
Cerambycidae															
Hymenoptera															
Braconidae	0.824	1	1	-0.065		0.837		-1	-1		-1	0.884		-1	0.837
Ichneumonidae		1	-1		-0.346				-1			-1			0.827
Chalcididae					1								1	0.932	
Formicidae	-1	-0.219	-0.616	-0.853	-1	-1		-1	-1		-1	-1	-1	-1	-0.274
Chrysididae	-1														
Serphidae															
Vespidae															
Diptera				-1											
Chloropidae	-1	-1	-1		-1	-1			-1	0.71	-1	-1	-1	-1	-0.073
Muscidae	0.48	0.65	-0.9	-0.65	-0.9	-0.8	0.89	0.578	-1	-1	-1	0.479	-1	-1	0.272
Sarcophagidae						-1	1	-1							
Calliphoridae			-1		-1	-0.609			-1	-1					-1
Culicidae	0.92	-0.044	-0.65	0.563	0.5	0.248	0.81	-0.01	-1	0.85	-1	-1	0.69	0.681	0.06
Psychodidae		-1	-1				-1				-1				-0.239
Dolichopodidae	0.943	1	-0.7	0.52	-0.782	-0.203	-1	0.78	0.97	-1	-1	0.357	0.554	0.76	-0.137
Simuliidae		-1	-0.902		-0.725	0.285		-1	-1			-1	1		1
Otitidae						-1		-1						-1	-1
Tephritidae		-1			-1								-1		
Syrphidae			-1												-1
Tipulidae		0.74				0.089	-1		-1		-1				-1
Chironomidae	0.75	-0.1	-0.264	0.31	0.23	-0.5	-1	-0.5	-1	-0.5	-1	-0.044	0.23	0.39	-0.4
Stratiomyidae						-1									-1
Ephydriidae	-1	-1	-1	-1			-1				-1		-1	-1	
Ceratopogonidae											-1	-1	-1	-1	
Cecidomyiidae		-1	-1	-1					-1		-1	-1			0.364
Agromyzidae			-1		-1							-1			
Empididae															
Sciomyzidae		-1					-1	0.688			-1				
Asilidae															0.698
Micropesidae															
Tabanidae															
Sphaeroceridae	-1														
Mycetophilidae						-1									-0.568
Sciaridae															
Phoridae															
Asteiidae															
Therevidae															
Bibionidae															
Tachinidae															
Rhagionidae															
Dixidae															
Dermaptera															
Larvas s/d	0.694	1	0.786	0.353	-0.705	0.567	-1	0.832	-1	-1	1	0.96	1	-1	0.839
ARACHNIDA															
Pseudoscorpionidae															
Acari	-0.081	-0.6	-0.355	-0.1	0.554	0.285	-1	-0.5	-1		-1	-0.802	-1	-1	-1
Araneae	0.51	0.805	-0.399	0.352	-0.473	-0.4	-1	0.68	-1	-1	-1	0.77	0.59	0.85	-0.051
MALACOSTRACA															

	VC nov.	VC dic.	VC ene.	VC feb.	VC mar.	VC abr.	B dic.	B feb.	B mar.	B abr.	T dic.	T ene.	T feb.	T mar.	T abr.
Isopoda	-1							1							
BRANCHIOPODA															
Moinidae															
MOLLUSCA															
Gasteropoda													1		
<i>Omalonix unguis</i>				-1				-1	-1	-1				-1	
Huevos s/d															
HIRUDINEA	1	1		1		1							1		

Tabla 42. Índice de Jacobs (D) calculado a partir de las abundancias relativas (proporciones de 0 a 1) de las presas consumidas por *P. limellum* y la oferta trófica ambiental, discriminado por mes para los sitios UNL, PC y PAV. En azul se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la dieta de la rana haya sido mayor a 0,1 (es decir, el 10% de la abundancia relativa); en rojo se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente en la oferta trófica haya sido mayor a 0,1; y en verde se resaltan aquellos índices para los cuáles la proporción del ítem presa correspondiente haya sido mayor a 0,1 tanto en la dieta de la rana como en la oferta trófica.

	UNL nov.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
INSECTA																
Collembola																
Poduridae			-1													
Entomobryidae	-1	-1	-1	0.23	-1	-1	-1	-0.174	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Sminthuridae	0.225	1	1	1		-0.302	0.93	0.35	0.66	0.3	-1	0.62	-0.6	-0.6	-1	-1
Orthoptera																
Larva Orthoptera																
Gryllidae		-1	1		-1		0.321	-1				1	-1	-1	0.99	-1
Tettigoniidae	-1			-1		-0.825	-0.9	-0.864	-1		-1	-0.059	-1	-1	0.97	-1
Acrididae	-1		1	0.328		-1	-1	-0.704	-1	-0.391		-1	-1	-1		-1
Paulinidae																
Tridactylidae													-1	-1		
Tetrigidae													-1			
Proscopidae	-1													-1		
Mantodea	-1					-1	-1	-1			-1					
Blattaria						-1	-1	-1			-1	-1				
Thysanoptera																
Tripidae	-1	-1	-1	-1	-1	-0.19	-1	0.654			-1	-1	-1	-1	-1	-1
Phlaeotripidae	-1	-1	-1			-1		0.171			-1	-1	-1	-1	-1	-1
Hemiptera		1					1		1							
Larva Heteroptera	-1	1	0.92		-1	-1	0.304	-0.506	1		-1	-1	-1	-1	-1	-1
Berytidae		-1						-1					-1		-1	-1
Tingidae			-1					-0.639					-1		-1	
Plataspidae					-1	-1	-1	0.479		-1	-1		-1			
Cydnidae																
Pyrrhocoridae																
Coreidae	-1										-1					
Pentatomidae						-1	-1	-1			-1					
Reduviidae													-1	-1		
Lygaeidae	-1	1	1		-1		-1	-1	1		-1	0.831	0.99	-1	0.941	-1
Nabidae	-1			-1				-1					-1			-1
Hydrometridae																
Belostomatidae								-1								
Miridae	-1		0.95		-1	1	0.166		1		0.911	-1	-1	-1	-1	-1
Anthocoridae	-1	1			-1			-1			-1		-1			-1
Notonectidae								-1								
Saldidae	1	1														
Rhopalidae																
Schizopteridae																
Pleidae																

	UNL nov.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Larva Auchenorrhynchi:								-1					-1			
Cicadellidae	-1	-1	0.011	0.6	-1	-1	-0.132	0.02	-0.466	0.59	0.52	-0.792	-1	0.8	0.71	0.79
Cercopidae	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-0.211	-1	0.427	-1	-1	-1	0.209	-1	-1
Aleyrodidae																
Psyllidae		-1	-1	-1				0.621						-1		
Aphididae	-1	-1	-0.772		-1	-1		0.68		0.23	-1		-1	-1	-1	-1
Membracidae	-1		-1		-1		-1	-1	-1		-1	-1	-1	-1	-1	-1
Odonata																
Libellulidae		-1					-1	-1	-1		-1	-1	-1			-1
Coenagrionidae	0.971	0.462	-1	-0.347		0.818	-0.52	0.406	-1	0.12	0.97	0.76	-1	0.834	-0.1	-1
Lestidae		-1							-1							
Larva Odonata							1	1	1							
Neuroptera																
Chrysopidae		-1						-1								-1
Trichoptera	-1	1				1	-1	0.101				-1	0.927			
Lepidoptera																
Noctuidae	-1	-0.198	-1	-1	-1	-1			-1		-1		-1		-1	
Psychidae																
Larva Lepidoptera																
Coleoptera		1	1	1												
Larva Coleoptera	-1		1	1		1	1	0.479	1	0.23	-1	1				-1
Buprestidae													-1			
Phalacridae	-1						-1	-1			-1		-1	-1		-1
Lampyridae													-1			
Carabidae	1					-1		-1			-1		-1		-1	
Scolytidae																
Dytiscidae																
Hydrophilidae				1			0.698		1							
Staphilinidae	-1		-1					-1			-1	-1	-1	-1	-1	
Pselaphidae																
Elatерidae	-1		-1			-1	-1	0.171			-1			-1		
Scarabaeidae							-1					-1				
Heteroceridae																
Coccinellidae	-1											-1				
Chrysomelidae	-1	0.15	1		-1		-0.18	-1	0.549	0.732	0.97	0.97	-1	0.943		-1
Curculionidae	0.712	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1	-1	-1		-1	-1
Mordellidae					-1			-1			-1			-1		
Erotylidae							-1									
Monotomidae																
Anobiidae		-1						1								
Cicindelidae																
Tenebrionidae	-1															
Scydmaenidae																
Cucujidae								-1								
Bostrychidae																
Melyridae																
Meloidae																
Bruchidae																
Nitidulidae																
Ptinidae																
Anthicidae																

	UNL nov.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Lagriidae																
Cerambycidae																
Hymenoptera																
Braconidae	-1	1	1	-1	-1	0.984	-1	-1	1	0.907	-1	0.94	-1	-1	-1	-1
Ichneumonidae	-1					1							-1		-1	
Chalcididae	1							-1			-1		-1			
Formicidae	-1	-0.8	-1	-1	0.4	-0.117	-1	-1	-0.466		-1	-1	-1	-1	-1	
Chrysidae					-1	1	-1		-1		-1	-1	-1	-1		
Serphidae																
Vespidae																
Diptera																
Chloropidae	-1				-1		-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Muscidae	0.29	-0.132	-0.161		-1	0.8	-0.9	0.075	-0.121	-1	-1	0.97	-1	0.159	-1	0.88
Sarcophagidae								-1								
Calliphoridae			1			1	-1	-1		-1	-1	-1				-1
Culicidae	-1	-0.202	-0.3	-0.5	0.46	-0.032	-1	0.189	0.1	-0.54	-1	-1	-1	-1	0.57	-1
Psychodidae					-1	-1	-1				-1	-1	-1			-1
Dolichopodidae	0.81	1	0.582		-1	0.96	-0.35	0.185	-0.771	-0.054	-1	0.245	-1	-1	-1	-1
Simuliidae		-1	-1	-1	0.96		-1	0.368	-1	0.732		-1	-1	-1	-1	-1
Otitidae							-1	1								
Tephritidae				-1			-1		-1				-1	-1	-1	
Syrphidae	0.971												-1			
Tipulidae	-1	0.465			0.92		-1	-1		1	-1	0.955	-1			-1
Chironomidae	-1	-0.4	-0.6	-0.7	-1	-0.5	0.4	0.109	-0.2	-0.4	0.19	-0.6	-1	0.18	-1	-1
Stratiomyidae								-1			-1		-1			
Ephydriidae	-1	1		-1				-1	-1		-1	-1	-1			
Ceratopogonidae	-1	-1	1				-1				-1	-1	-1		-1	
Cecidomyiidae	-1	-1			-1	-1	-1	-1			-1	-1	-1			
Agromyzidae		-0.303					-1	-1			-1	-1				
Empididae																
Sciomyzidae										-1				-1		-1
Asilidae	-1	-1									-1					
Micropesidae		-1														
Tabanidae																
Sphaeroceridae					-1			-1								
Mycetophilidae					-1					-1	-1					
Sciaridae					-1			-1			-1					-1
Phoridae					-1											
Asteiidae					-1											
Therevidae																
Bibionidae																
Tachinidae																
Rhagionidae																
Dixidae																
Dermoptera																
Larvas s/d	-1	0.747	-0.047	1			0.89	1	0.387		-1	0.985		-1	-1	
ARACHNIDA																
Pseudoscorpionidae					-1											
Acari	-1	-0.303	-0.671	-0.01	-1	-0.8	0.211	-0.3	-0.288		-1	-1	-1	-1		-1
Araneae	-1	-0.2	0.246	0.75	-1	0.732	0.606	0.532	-0.092	0.35	0.83	0.724	0.92	0.83	-1	-1
MALACOSTRACA																

	UNL nov.	UNL ene.	UNL feb.	UNL mar.	UNL abr.	PC dic.	PC ene.	PC feb.	PC mar.	PC abr.	PAV nov.	PAV dic.	PAV ene.	PAV feb.	PAV mar.	PAV abr.
Isopoda																
BRANCHIOPODA																
Moinidae												1				
MOLLUSCA																
Gasteropoda																
<i>Omalonix unguis</i>							1		-1	-1		-1	-1		-1	-1
Huevos s/d		1														
HIRUDINEA	1					1					1	1				

H	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov	1.216	0	2.247	2.069	2.314	2.715	2.78
dic	1.091	2.018	1.657	2.219	1.791	2.03	2.384
ene	2.225	1.818	2.311	1.866	2.181	2.175	2.666
feb	1.774	2.302	1.135	2.49	2.135	2.194	2.668
mar	1.786	2.486	1.332	2.28	1.857	2.312	2.673
abr	2.13	2.435	2.138	1.786	2.155	2.237	2.603
Total	2.301	2.638	2.592	2.554	2.732	2.837	2.887

Tabla 43. Diversidad de Shannon-Weaver (H) calculada para la dieta de *D. nanus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

E	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov	0.679	0	0.904	0.941	0.855	0.824	0.776
dic	0.787	0.876	0.646	0.893	0.721	0.702	0.688
ene	0.867	0.935	0.876	0.81	0.909	0.875	0.792
feb	0.692	0.745	0.633	0.831	0.809	0.759	0.728
mar	0.696	0.83	0.961	0.727	0.807	0.772	0.724
abr	0.807	0.8	0.726	0.63	0.732	0.807	0.706
Total	0.676	0.706	0.748	0.675	0.757	0.733	0.659

Tabla 44. Equitatividad (E) calculada para la dieta de *D. nanus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

R	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov	6	1	12	9	15	27	36
dic	4	10	13	12	12	18	32
ene	13	7	14	10	11	12	29
feb	13	22	6	20	14	18	39
mar	13	20	4	23	10	20	40
abr	14	21	19	17	19	16	40
Total	30	42	32	44	37	48	80

Tabla 45. Riqueza (R) de la dieta de *D. nanus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

Nb	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov	2.88	1.00	7.41	7.05	7.41	9.78	11.13
dic	2.58	6.22	3.23	6.87	4.15	4.22	6.02
ene	6.63	5.45	6.87	5.05	7.05	7.14	9.08
feb	3.56	6.81	2.12	8.82	5.63	5.05	9.96
mar	3.75	8.19	3.57	5.78	4.93	6.39	7.90
abr	6.36	7.75	4.96	3.25	4.93	6.08	7.71
Total	6.42	8.44	8.54	7.24	10.19	9.88	10.162

Tabla 46. Amplitud del nicho trófico (Nb) calculada para la dieta de *D. nanus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

N	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov	9.1	0.5	1.1	1.5	1.1	5.0	2.6
dic	1.1	1.5	3.3	1.2	2.5	2.3	2.1
ene	1.5	1.6	2.5	2.0	1.9	2.0	1.9
feb	4.8	4.3	1.8	2.6	3.3	3.2	3.5
mar	4.5	3.1	2.5	3.2	4.1	3.5	3.4
abr	3.6	4.8	11.5	3.5	3.2	3.8	4.2
Total	3.7	3.3	3.2	2.5	2.5	3.2	3.0

Tabla 47. Promedio de presas consumidas por individuo (N) de *D. nanus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

D	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov		1.519	0	1.609		1.673	1.979
dic			1.609			1.927	2.014
ene		1.386			1.609	1.864	2.269
feb		1.748	1.846			1.816	2.099
mar	0.95	1.615		1.392		1.359	1.982
abr	1.011	1.418	0	1.062	0.693		1.497
Total	1.367	2.178	1.801	1.52	1.946	2.317	2.35

Tabla 48. Diversidad de Shannon-Weaver (H) calculada para la dieta de *D. sanborni* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

E	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov		0.781	0	1		0.934	0.75
dic			0.898			0.837	0.811
ene		1			1	0.958	0.946
feb		0.976	0.949			0.827	0.818
mar	0.865	0.83		0.865		0.845	0.773
abr	0.921	0.881	0	0.66	1		0.624
Total	0.849	0.785	0.925	0.612	1	0.818	0.705

Tabla 49. Equitatividad (E) calculada para la dieta de *D. sanborni* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

R	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov		7	1	5		6	14
dic			6			10	12
ene		4			5	7	11
feb		6	7			9	13
mar	3	7		5		5	13
abr	3	5	1	5	2		11
Total	5	16	7	12	7	17	28

Tabla 50. Riqueza (R) de la dieta de *D. sanborni* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

Nb	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov		3.447	1	5		4.8	4.7
dic			4.17			5.23	5.3
ene		4			5	6	8.6
feb		5.444	5.762			4.9	6.1
mar	2.273	3.689		3.509		3.1	4.9
abr	2.571	3.571	1	2.472	2		3.2
Total	3.27	5.481	5.451	3.141	7	7	6.2

Tabla 51. Amplitud del nicho trófico (Nb) calculada para la dieta de *D. sanborni* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

N	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov		1.8	1.333	1.25		3.667	1.9
dic			3.333			3.5	3.455
ene		4			5	1.091	1.615
feb		3.5	1.375			4.222	2.947
mar	5	3.75		4		5	4.167
abr	3	3.333	1	7.667	2		5
Total	3.667	2.7	1.733	4.733	3.5	3	3.045

Tabla 52. Promedio de presas consumidas por individuo (N) de *D. sanborni* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

D	VC	B	PC	UNL	T	Total
nov			1.667	1.712		2.22
dic			1.386		1.011	1.834
ene		0	0.755	1.011		1.566
mar		0.693	1.475		2.079	2.507
abr	2.599		2.24		2.609	3.042
Total	2.599	1.099	2.587	2.14	2.723	2.781

Tabla 53. Diversidad de Shannon-Weaver (H) calculada para la dieta de *H. pulchellus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

E	VC	B	PC	UNL	T	Total
nov			0.801	0.955		0.865
dic			1		0.92	0.943
ene		0	0.545	0.921		0.753
mar		1	0.917		1	0.95
abr	0.937		0.934		0.9	0.886
Total	0.937	1	0.895	0.861	0.91	0.864

Tabla 54. Equitatividad (E) calculada para la dieta de *H. pulchellus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

R	VC	B	PC	UNL	T	Total
nov			8	6		13
dic			4		3	7
ene		1	4	3		8
mar		2	5		8	14
abr	16		11		18	31
Total	16	3	18	12	20	25

Tabla 55. Riqueza (R) de la dieta de *H. pulchellus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

Nb	VC	B	PC	UNL	T	Total
nov			3.92	5.121		6.541
dic			4		2.571	5.556
ene		1	1.581	2.571		3.173
mar		2	3.769		8	9.966
abr	10.522		8.018		10.99	15.31
Total	10.522	3	9.706	6.321	12.281	11.61

Tabla 56. Amplitud del nicho trófico (Nb) calculada para la dieta de *H. pulchellus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

N	VC	B	PC	UNL	T	Total
nov			1.333	3.25		1.64
dic			2		6	3.333
ene		1	7	6		5.25
mar		2	1.4		2	1.7
abr	1.833		0.778		3.13	1.807
Total	1.833	1.5	1.278	4	3.05	3.321

Tabla 57. Promedio de presas consumidas por individuo (N) de *H. pulchellus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

D	VC	B	PAV	PC	T	Total
dic		1.561		1.836		1.925
ene	1.765	1.886	0	2.733		2.903
feb	0.548	0	2.199	2.486		2.43
mar	2.476	1.642	1.868	1.839	1.149	2.687
abr	2.07	0.857	1.941	1.303		2.282
Total	2.454	2.228	2.564	2.851	1.149	3.027

Tabla 58. Diversidad de Shannon-Weaver (H) calculada para la dieta de *H. punctatus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

E	VC	B	PAV	PC	T	Total
dic		0.97		0.883		0.876
ene	0.907	0.787	0	0.912		0.871
feb	0.395	0	0.833	0.844		0.755
mar	0.965	0.844	0.811	0.885	0.829	0.869
abr	0.691	0.478	0.736	0.81		0.7
Total	0.729	0.721	0.778	0.838	0.829	0.791

Tabla 59. Equitatividad (E) calculada para la dieta de *H. punctatus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

R	VC	B	PAV	PC	T	Total
dic		5		8		9
ene	7	11	1	20	0	28
feb	4	1	14	19	0	25
mar	13	7	10	8	4	22
abr	20	6	14	5		26
Total	29	22	27	30	4	46

Tabla 60. Riqueza (R) de la dieta de *H. punctatus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

Nb	VC	B	PAV	PC	T	Total
dic		4.5		5.12		5.5
ene	5.063	4.646	1	12.645		13.5
feb	1.33	1	6.202	8.31		6.16
mar	10.704	4.154	4.167	4.829	2.613	11.2
abr	4.792	1.641	3.888	2.793		5.91
Total	6.755	5.365	8.161	11.82	2.613	38.6

Tabla 61. Amplitud del nicho trófico (Nb) calculada para la dieta de *H. punctatus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

N	VC	B	PAV	PC	T	Total
dic		6		4		4.4
ene	4.5	1.813	0.5	1.879	0	1.964
feb	5.5	3	2.353	1.962	0	2.32
mar	1.417	2	0.833	1.444	4.5	1.375
abr	6.2	24	7.333	3		7
Total	4.86	3.586	2.143	2.013	1.8	2.942

Tabla 62. Promedio de presas consumidas por individuo (N) de *H. punctatus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

D	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	1.332		0			0.693	1.56
dic		1.055		1.116			1.267
ene			0	0.637	0.693		1.332
feb		0.774		0.637			0.795
mar				0.693		0.562	1.011
abr	0.693		2.139			1.321	2.335
Total	1.475	0.774	2.42	1.53	0.693	1.358	2.122

Tabla 63. Diversidad de Shannon-Weaver (H) calculada para la dieta de *H. raniceps* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

E	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	0.961		0			1	0.969
dic		0.96		0.805			0.787
ene			0	0.918	1		0.961
feb		0.558		0.918			0.574
mar				1		0.81	0.921
abr	1		0.929			0.95	0.94
Total	0.917	0.558	0.943	0.854	1	0.98	0.749

Tabla 64. Equitatividad (E) calculada para la dieta de *H. raniceps* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

R	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	4		1			2	5
dic		3		4			5
ene			0	2	2		4
feb		4		2			4
mar				2		2	3
abr	2		10			4	12
Total	5	4	13	6	2	4	17

Tabla 65. Riqueza (R) de la dieta de *H. raniceps* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

Nb	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	3.571		1			2	4.571
dic		2.8		2.5			2.843
ene			0	1.8	2		3.571
feb		1.63		1.8			1.672
mar				2		1.6	2.571
abr	2		7.4			3.556	9.333
Total	3.769	1.63	9.9	3.6	2	3.789	4.865

Tabla 66. Amplitud del nicho trófico (Nb) calculada para la dieta de *H. raniceps* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

N	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	2.5		1			2	2
dic		5		2			2.375
ene			0	1.5	1		1
feb		6.5		3			5.8
mar				2		4	3
abr	1		6			4	4
Total	1.75	6.5	4	2	1	4	3.065

Tabla 67. Promedio de presas consumidas por individuo (N) de *H. raniceps* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

D	VC	PAV	PC	UNL	T	Total
nov			0.637	1.527		1.486
dic				1.885		1.885
ene	0.693			0		0.868
feb				1.352		1.352
mar	1.386			2.394	1.099	2.627
abr	0	1.213	0	1.678		1.773
Total	1.748	1.213	1.055	2.481	1.099	2.559

Tabla 68. Diversidad de Shannon-Weaver (H) calculada para la dieta de *S. nasicus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

E	VC	PAV	PC	UNL	T	Total
nov			0.918	0.785		0.764
dic				0.906		0.906
ene	1			0		0.79
feb				0.84		0.84
mar	1			0.907	1	0.909
abr	0	0.875	0	0.62		0.626
Total	0.976	0.875	0.96	0.744	1	0.738

Tabla 69. Equitatividad (E) calculada para la dieta de *S. nasicus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

R	VC	PAV	PC	UNL	T	Total
nov			2	7		7
dic				8		8
ene	2			1		3
feb				5		5
mar	4			14	3	18
abr	1	4	1	15		17
Total	6	4	3	28	3	32

Tabla 70. Riqueza (R) de la dieta de *S. nasicus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

Nb	VC	PAV	PC	UNL	T	Total
nov			1.80	3.28		3.085
dic				5.45		5.452
ene	2			1		2
feb				3.27		3.273
mar	4			8.982	3	11.1
abr	1.00	2.91	1.00	2.94		3.139
Total	5.444	2.909	2.778	6.752	3	7.072

Tabla 71. Amplitud del nicho trófico (Nb) calculada para la dieta de *S. nasicus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

N	VC	PAV	PC	UNL	T	Total
nov			1.5	1.23		1.267
dic				1.18		1.182
ene	2			0.8		1
feb				2.4		2.4
mar	2			2.2857	3	2.294
abr	1	4	2	4.36		4.138
Total	1.75	4	1.667	2.5479	3	2.518

Tabla 72. Promedio de presas consumidas por individuo (N) de *S. nasicus* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

D	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov			0	1.885	1.074		1.829
dic		1.692		0	0.637		1.952
ene		1.55					1.55
feb						1.099	1.099
mar	0			2.013	1.04		2.136
abr	1.639				0.637		1.828
Total	1.639	2.194	0	1.98	2.275	1.099	2.74

Tabla 73. Diversidad de Shannon-Weaver (H) calculada para la dieta de *S. squalirostris* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

E	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov			0	0.91	0.774		0.88
dic		0.87		0	0.918		0.89
ene		0.963					0.96
feb						1	1
mar	0			0.87	0.946		0.86
abr	0.842				0.918		0.88
Total	0.842	0.915	0	0.86	0.821	1	0.81

Tabla 74. Equitatividad (E) calculada para la dieta de *S. squalirostris* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

R	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov			1	8	4		8
dic		7		1	2		9
ene		5					5
feb						3	3
mar	0			10	3		12
abr	7				2		8
Total	7	11	1	10	16	3	29

Tabla 75. Riqueza (R) de la dieta de *S. squalirostris* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

Nb	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov			1.00	5.45	2.286		4.90
dic		4.33		1.00	1.8		5.67
ene		4.45					4.45
feb						3.00	3.00
mar	0			6.19	2.667		6.62
abr	4.165				1.8		5.04
Total	4.17	7.41	1.00	5.06	6.70	3.00	9.64

Tabla 76. Amplitud del nicho trófico (Nb) calculada para la dieta de *S. squalirostris* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

N	VC	B	PAV	UNL	PC	T	Total
nov			1.0	1.9	2.0		1.8
dic		1.2		1.0	3.0		1.3
ene		7.0					7.0
feb						1.5	1.5
mar	0.0			4.2	2.0		3.2
abr	7.7				3.0		6.5
Total	5.8	1.7	1.0	2.3	2.8	1.5	2.5

Tabla 77. Promedio de presas consumidas por individuo (N) de *S. squalirostris* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

D	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	2.323		1.871		2.059		2.694
dic	2.408	1.386	2.254	2.339		0	2.629
ene	1.276		1.034	2.44	2.52	2.548	2.297
feb	2.659	2.781	1.786	2.608	2.49	2.75	3.055
mar	2.031	1.04	1.498	2.308	1.814	2.473	2.57
abr	2.335	1.609	0.693	2.493	1.242	2.664	2.846
Total	2.399	2.868	2.62	2.925	2.935	3.048	2.964

Tabla 78. Diversidad de Shannon-Weaver (H) calculada para la dieta de *P. limellum* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

E	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	0.82		0.962		0.894		0.859
dic	0.739	1	0.78	0.795		0	0.74
ene	0.396		0.746	0.829	0.793	0.85	0.627
feb	0.798	0.887	0.859	0.783	0.818	0.844	0.777
mar	0.631	0.946	0.836	0.77	0.687	0.825	0.702
abr	0.745	1	1	0.899	0.896	0.791	0.782
Total	0.626	0.88	0.861	0.773	0.79	0.796	0.684

Tabla 79. Equitatividad (E) calculada para la dieta de *P. limellum* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

R	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	17		7		10		23
dic	26	4	18	19		1	35
ene	25		4	19	24	20	39
feb	28	23	8	28	21	26	51
mar	25	3	6	20	14	20	39
abr	23	5	2	16	4	29	38
Total	46	26	21	44	41	46	76

Tabla 80. Riqueza (R) de la dieta de *P. limellum* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

Nb	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	7.075		6.125		6.119		10.414
dic	6.62	4.00	6.18	7.00		1.00	9.068
ene	1.83		2.20	8.01	8.09	8.67	4.301
feb	9.85	13.08	4.70	9.00	9.36	11.60	15.263
mar	4.52	2.67	3.33	6.39	3.47	7.63	7.855
abr	4.99	5.00	2.00	9.69	3.00	8.17	9.832
Total	5.344	14.008	10.476	12.127	12.505	14.187	10.531

Tabla 81. Amplitud del nicho trófico (Nb) calculada para la dieta de *P. limellum* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.

N	VC	B	PAV	PC	UNL	T	Total
nov	3.571		1.75		3.8		3.176
dic	11.41	4.00	5.81	7.62		1.00	8.775
ene	16.91		1.57	5.50	4.82	2.59	7.014
feb	7.00	3.50	2.70	6.69	5.11	3.28	4.946
mar	8.20	4.00	5.00	5.73	5.40	3.53	5.731
abr	5.50	5.00	2.00	3.90	6.00	5.44	5.179
Total	9.4	3.6	3.6	6.2	5.0	3.6	5.981

Tabla 82. Promedio de presas consumidas por individuo (N) de *P. limellum* en los diferentes ambientes y a lo largo del período de estudio. Además, se brindan los valores (Total) para cada mes, ambiente y la especie.